Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Meio Ambiente
Ministério da Agricultura e Pecuária

Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical

Wagner Bettiol
Carlos Alberto Silva
Carlos Eduardo Pellegrino Cerri
Ladislau Martin-Neto
Cristiano Alberto de Andrade

Editores Técnicos

Embrapa
Brasília, DF
2023

Embrapa Meio Ambiente
Rodovia SP 340, km 127,5
Tanquinho Velho Jaguariúna, SP
CEP: 13918-110
Fone: +55 (19) 33112610
www.embrapa.br/meio-ambiente
www.embrapa.br/fale-conosco/sac

Unidade responsável pelo conteúdo e edição
Embrapa Meio Ambiente

Comitê Local de Publicações
Presidente: *Janaina Paula Marques Tanure*
Secretária-Executiva: *Cristina Tiemi Shoyama*
Membros: *Cristiano Menezes, Victor P. M. Simão, Eliana de Souza Lima, Rafaela C. R. M. Duarte, Fagoni F. Calegario, Geraldo Stachetti Rodrigues, Vera Lucia Ferracini, Ana Lucia Penteado*

Revisão de texto: *Nilce Chaves Gattaz (capítulos 1, 2, 3, 4, 5, 6, 14, 17, 18, 21, 22, 23, 24 e 27)* e *Lara Nunes (capítulos 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 15, 16, 19, 20, 25 e 26)*

Normalização bibliográfica: *Maria do Socorro G. S. Monzane*

Projeto gráfico e editoração eletrônica: *Edil Gomes*

Capa: *Silvana Cristina Teixeira*

1º edição
Publicação digital (2023): PDF

O conteúdo do livro, bem como a exatidão das citações e referências, são de inteira responsabilidade dos autores.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Embrapa Meio Ambiente

Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical / Wagner Bettiol ... [et al.], editores técnicos. – Brasília, DF : Embrapa, 2023.
PDF (788 p.) : il. color.

ISBN 978-65-89957-66-9

1. Agricultura orgânica. 2. Ciência do solo. 3. Resíduo orgânico. 4. Condição ambiental. I. Bettiol, Wagner. II. Silva, Carlos Alberto. III. Cerri, Carlos Eduardo Pellegrino. IV. Martin-Neto, Ladislau. V. Andrade, Cristiano Alberto de. VI. Embrapa Meio Ambiente.

CDD (21. ed.) 631.4

Márcia Maria Pereira de Souza (CRB-1/1441)

Autores

Adriana Marlene Moreno Pires
Engenheira-agrônoma, doutora em Solos e Nutrição de Plantas, pesquisadora da Embrapa Agropecuária Oeste, Dourados, MS

Alberto C. de Campos Bernardi
Engenheiro-agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, pesquisador da Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, SP

Alexandre Souto Martinez
Físico, doutor em Física, professor da Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, SP

Aline Peregrina Puga
Engenheira-agrônoma, doutora em Agricultura Tropical e Sub-tropical, Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP

Aline René Coscione
Química, doutora em Química, pesquisadora do Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, SP

Amanda Maria Tadini
Química Ambiental, doutora em Química Analítica e Inorgânica, pós-doutoranda na Universidade de Toulon, Toulon, França

Beata Emoke Madari
Engenheira-agrônoma, doutora em Ciências do Solo, pesquisadora da Embrapa Embrapa Arroz e Feijão, Santo Antônio de Goiás, GO

Bruno Cocco Lago
Engenheiro-agrônomo, doutor em Fitotecnia, Research Assistant na Louisiana State University, Louisiana, EUA

Carlos Alberto Silva
Engenheiro-ambiental, doutor em Ciências do Solo, professor da Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG

Carlos Eduardo Pacheco de Lima
Engenheiro-ambiental, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, pesquisador da Embrapa Hortaliças Brasília, DF

Carlos Eduardo Pellegrino Cerri
Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência Ambiental, professor da Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP

Carlos Gustavo Tornquist
Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciências do Solo, professor da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS

Caroline Sayuri Nishisaka
Biotecnóloga, doutoranda em Microbiologia Agrícola pela Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP

Cassio Antônio Tormena
Engenheiro-agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, professor da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, PR

Cimélio Bayer
Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciências do Solo, professor da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS

Cristiano Alberto de Andrade
Engenheiro-agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP

Daniel Basílio Zandonadi
Engenheiro-agrônomo, doutor em Bioquímica e Fisiologia Vegetal, professor da Universidade Federal Rio de Janeiro, Macaé, RJ

Daniel Winter Heck
Engenheiro-agrônomo, doutor em Fitopatologia, pós-doutorando da Cornell University, Cornell, EUA

Débora M. B. Pereira Milori
Física, doutora em física, pesquisadora da Embrapa Instrumentação, São Carlos, SP

Dener Márcio da Silva Oliveira
Engenheiro-agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, professor da Universidade Federal de Viçosa, Florestal, MG

Douglas Adams Weiler
Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciências do Solo, professor da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Eduardo da Costa Severiano
Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciências do Solo, professor do Instituto Federal Goiano, Rio Verde, GO

Everton Geraldo de Morais
Engenheiro-agrônomo, doutorando em Ciências do Solo pela Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG

Fabiane Machado Vezzani
Engenheira-agrônoma, doutora em Ciências do Solo, professora da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Getulio Coutinho Figueiredo
Engenheiro-agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, professor da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS

Helio Danilo Quevedo
Biólogo, doutorando em Microbiologia Agrícola pela Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP

Henrique Bley
Engenheiro-agrônomo, fiscal federal do Ministério da Agricultura e Pecuária (Mapa), Brasília, DF

Hideraldo José Coelho
Engenheiro-agrônomo, fiscal federal do Ministério da Agricultura e Pecuária (Mapa), Brasília, DF

Iraê Amaral Guerrini
Engenheiro-florestal, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, professor da Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP

Ítalo Moraes Rocha Guedes
Engenheiro-agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, pesquisador da Embrapa Hortaliças Brasília, DF

Jason James
Bacharel em artes, estudos ambientais e escrita, doutor em Ciências Ambientais e Florestais, Cientista Ambiental Sênior na Exponent, Inc, Seattle, Washington, EUA

Jeferson Dieckow
Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciências do Solo, professor da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Jessica Pereira de Souza
Engenheira-agrônoma, estudante de pós-graduação da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS

João Carlos de Moraes Sá
Engenheiro-agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, professor da Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, PR

João Luís Nunes Carvalho
Engenheiro-agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, pesquisador do Laboratório Nacional de Biorenováveis, Campinas, SP

João Vitor dos Santos
Químico, mestre em química, doutorando na Old Dominion University, Norfolk, VA, EUA

José Ricardo Macedo Pezzopane
Engenheiro-agrônomo, doutor em Física do Ambiente Agrícola, pesquisador da Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, SP

Josiléia Acordi Zanatta
Engenheira-agrônoma, doutora em Ciências do Solo, pesquisadora da Embrapa Florestas, Colombo, PR

Júnior Melo Damian
Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciências do Solo, professor da Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP

Juscimar da Silva
Engenheiro-agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, pesquisador da Embrapa Hortaliças Brasília, DF

Keiji Jindo
Graduado em Ciência do solo e da água, doutor em Investigação e desenvolvimento, pesquisador da Wageningen University & Research, Wageningen, Países Baixos

Kurt Arnold Spokas
Físico, doutor em Física de Solos, United States Department of Agriculture – Agricultural Research Service, St. Paul MN, EUA

Ladislau Martin Neto
Físico, doutor em Física, pesquisador da Embrapa Instrumentação, São Carlos, SP

Leidivan Almeida Frazão
Engenheira-agrônoma, doutora em Solos e Nutrição de Plantas, professora na Universidade Federal de Minas Gerais, Montes Claros, MG

Leônidas Carrijo Azevedo Melo
Engenheiro-agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, professor da Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG

Lílian Estrela Borges Baldotto
Engenheira-agrônoma, doutora em Genética e Melhoramento de Plantas, professora da Universidade Federal de Viçosa, Florestal, MG

Lucas Antonio Telles Rodrigues
Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciências do Solo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS

Lucas Raimundo Bento
Químico, mestre em química, doutorando no Instituto de Quimica de São Carlos, USP, São Carlos, SP

Marco Antonio Fujihara
Engenheiro-agrônomo, Ecofix Securities S.A., São Paulo, SP

Mariana Rodrigues Fontenelle
Bióloga, doutora em Microbiologia Agrícola, pesquisadora da Embrapa Hortaliças Brasília, DF

Marihus Altoé Baldotto
Engenheiro-agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, professor da Universidade Federal de Viçosa, Florestal, MG

Maurício Roberto Cherubin
Engenheiro-agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, professor da Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP

Mirella Pupo Santos
Bióloga, doutora em Genética e Melhoramento de Plantas, professora da Universidade Federal Rio de Janeiro, Macaé, RJ

Newton La Scala Jr.
Físico, doutor em Física, professor da Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, SP

Nilza Patrícia Ramos
Engenheira-agrônoma, doutora em Produção Vegetal, pesquisadora da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP

Pedro Henrique Proença Nalesso
Engenheiro-florestal, mestre em Ciência Florestal, especialista florestal na Cia. Suzano de Papel e Celulose, Itapetininga, SP

Pedro Luiz Oliveira de Almeida Machado
Engenheiro-agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, pesquisador da Embrapa Arroz e Feijão, Santo Antônio de Goiás, GO

Rachel Muylaert Locks Guimarães
Engenheira-agrônoma, doutora em Ciências do Solo, professora da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, PR

Raffaella Rossetto
Engenheira-agrônoma, doutora em Solos e Nutrição de Plantas, pesquisadora da Agência Paulista de Tecnologia do Agronegócio, Piracicaba, SP

Renato Paiva de Lima
Engenheiro-agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, professor da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE

Ricardo Bergamo Schenato
Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciências do Solo, professor da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS

Robert Boyd Harrison
Químico do solo, doutor em Solos Florestais, professor na University of Washington, Seattle, Washington, EUA

Rodrigo Mendes
Engenheiro-agrônomo, doutor em Genética e Melhoramento, pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP

Rodrigo da Silveira Nicoloso
Engenheiro-agrônomo, doutor em Engenharia Agrícola, pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

Ronaldo Fia
Engenheiro-agrícola e ambiental, doutor em Engenharia Agrícola, professor da Universidade de Federal de Lavras, Lavras, MG

Ruan Carnier
Engenheiro Ambiental e Sanitarista, doutor em Agricultura Tropical e Subtropical, pós-doutorando na Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP

Sami Jorge Michereff
Engenheiro-agrônomo, doutor em Fitopatologia, professor da Universidade Federal do Cariri, Crato, CE

Stoécio Malta Ferreira Maia
Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciências do Solo, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Alagoas, Marechal Deodoro, AL

Thalita Fernanda Abbruzzini
Engenheira-agrônoma, doutora em Solos e Nutrição de Plantas, pós-doutoranda na Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México

Thiago Assis Rodrigues Nogueira
Engenheiro-agrônomo, doutor em Química na Agricultura e no Ambiente, professor da Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, SP

Wagner Bettiol
Engenheiro-agrônomo, doutor em Fitopatologia, pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP

Wanderlei Bieluczyk
Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciências, pesquisador do Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP

Apresentação

O solo é um ecossistema vivo, dinâmico, composto de minerais e matéria orgânica, ar, água e organismos, contendo mais carbono orgânico do que na atmosfera e na vegetação combinados. É neste ambiente vivo que as transformações químicas, físicas e biológicas regem a dinâmica da troca de nutrientes, energia e carbono. Os processos de decomposição contínua são fundamentais para a estruturação orgânica do solo, a qual contribui para a fertilidade, retendo água e nutrientes para as plantas, além de ser a fonte de alimento para a vida dos organismos. Portanto, indispensáveis para a produção de alimentos, fibras e energia renovável.

Essas atividades, se não forem realizadas com o adequado manejo do solo, podem liberar os principais gases do efeito estufa como o dióxido de carbono, o metano e óxido nitroso. Entretanto, podem ser as responsáveis pelo sequestro de C pelo solo, se adotadas práticas conservacionistas. Com isso, o olhar equilibrado para essa máquina biológica, seus ciclos, compartimentos, interações e funções, aponta para a necessidade de compatibilizar as informações sobre a matéria orgânica do solo em ambientes tropicais e subtropicais.

O atual momento demanda novos conhecimentos sobre o manejo do solo, a seleção e a adoção de práticas agrícolas que permitam que a matéria orgânica assegure a sustentabilidade da produção nas paisagens tropical e subtropical. Para que isso ocorra, é preciso entender a base conceitual que explica o ciclo, a dinâmica, os compartimentos e os fluxos de carbono no sistema solo-planta. Acima de tudo, o monitoramento do teor e a natureza química da matéria orgânica asseguram a melhor saúde do solo e, consequentemente promovem a qualidade ambiental.

Para finalizar, os autores geraram e compilaram informações das últimas décadas a fim de reconhecer a importância da conservação da biodiversidade, do aumento da produção agrícola de forma sustentável e da mitigação das emissões de gases de efeito estufa nos ambientes tropical e subtropical. Vale destacar ainda que esta obra atende a cinco objetivos de desenvolvimento sustentável, da ONU, especificamente o ODS 2 - Fome zero e agricultura sustentável, ODS 7 - Energia acessível e limpa, ODS 12 - Consumo e produção sustentável, ODS 13 - Ação contra a mudança global do clima e o ODS 15 - Vida terrestre.

Boa leitura!

Ana Paula Contador Packer
Chefe-Geral da Embrapa Meio Ambiente

Prefácio

A agricultura brasileira produz alimentos, fibras, madeira e energia que suprem parte da demanda interna, além de ser uma das grandes exportadoras de alimentos e fibras. Aliar a produção sustentável e eficiente, com a intensificação de serviços ambientais, a preservação do ambiente e o enfrentamento ao desafio climático parece ser a força motriz da agricultura nacional nas próximas décadas desse século.

Nossa biodiversidade materializada nos seis biomas brasileiros (Amazônia, Mata Atlântica, Cerrado, Pantanal, Pampa e Caatinga) precisa ser preservada, considerando, nesse sentido, os papéis conhecidos destes ambientes no equilíbrio biogeoquímico; no tamponamento climático e na oferta de água; bem como, todo o potencial, ainda desconhecido de aplicações.

No tocante à agricultura, é fundamental o avanço e correção de rumos na mitigação e adaptação às mudanças climáticas (escassez hídrica, distribuição irregular das chuvas e alteração do ciclo de pragas e doenças entre outras), no uso racional e eficiente dos recursos minerais, na viabilização de fontes alternativas de nutrientes, na redução da dependência internacional de insumos, como os fertilizantes e pesticidas, na redução de uso de pesticidas pelo adequado manejo/equilíbrio do ambiente produtivo e na ampliação dos bioinsumos e na prevenção à degradação dos solos. Praticamente, todos esses aspectos têm relação com a matéria orgânica do solo, foco deste livro.

O desafio de aumentar a quantidade de matéria orgânica nas camadas superficiais do solo tropicais e subtropicais pode ser vencido em grande parte das áreas agrícolas, mas é preciso identificar práticas de manejo que permitam alocar mais carbono no sistema e reduzir as perdas. Desde a adoção do plantio direto a partir da década de 1970, na região sul do Brasil, com a preservação do recurso solo pela redução da erosão e o uso de rotação de culturas, percebeu-se, de forma mais clara, a importância de se preservar ou aumentar a matéria orgânica do solo, o que se discute amplamente nessa publicação.

Os modernos sistemas de integração lavoura-pecuária e lavoura-pecuária-floresta, que incorporam as premissas do plantio direto, crescem no país para a produção integrada de grãos, carne, leite e madeira, viabilizando a recuperação de áreas extensas de pastagens degradadas. Todas essas práticas de manejo e sistemas de produção para uma agricultura de baixa emissão de carbono estão representadas no livro.

Resíduos orgânicos gerados a partir da exportação pelas colheitas para as agroindústrias e/ou para o meio urbano podem e devem ser retornados ao solo agrícola, como fonte de nutrientes e matéria orgânica. No Brasil, temos casos de sucesso na reciclagem de resíduos, como o do setor de açúcar e etanol, nos quais todos os resíduos gerados são utilizados diretamente no próprio sistema de produção, além da geração de energia, o que está alinhado com conceitos de governança ambiental, social e corporativa - ESG ("environmental, social and governance") e economia circular, muito embora essa evolução conceitual, normativa e tecnológica no setor ocorra desde a década de 60. Tanto o caso do setor sucroalcooleiro, como de outros resíduos agrícolas e urbano-industriais são discutidos em alguns capítulos do livro.

O livro "Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical", por meio de seus editores e dos autores busca sistematizar as informações existentes sobre o tema no Brasil, bem como lançar luz sobre os estudos que vêm sendo realizados há mais de cinco décadas e que poderão colaborar não somente com a agricultura brasileira, mas também com a agricultura de países tropicais e subtropicais. Associado a isso, o livro deverá colaborar com a formação dos engenheiros agrônomos, engenheiros florestais, biólogos, zootecnistas, engenheiros ambientais, ecólogos, economistas e técnicos dos diversos setores da agropecuária e de outras áreas do conhecimento, além do público em geral.

Todos os capítulos do livro são finalizados com um item "Considerações finais" onde os autores ampliam as discussões com os leitores sobre a importância da matéria orgânica do solo, mas sem o desejo de simples convencimento sobre a necessidade premente de se aumentar o sequestro de carbono nos solos tropicais e subtropicais, mas sim demonstrando tecnicamente a importância desse aumento.

Este livro não se trata do esforço de um, ou de poucos, mas, sim, da cooperação de muitos pesquisadores, professores, agrônomos e técnicos dos setores públicos e privados. É impossível mensurar o peso da contribuição individual, mas, com certeza, o esforço de todos foi fundamental para que a obra se tornasse pública e de leitura indispensável para todos que tem respeito por nossos solos.

Esta obra foi concebida tendo os seguintes princípios: estabelecer os conceitos que respaldam o estudo da matéria orgânica do solo, demonstrar como eles estão sendo aplicados na prática e dar exemplos de como novas tecnologias podem ser geradas a partir da base conceitual que há disponível no Brasil e em outros países. Inovação, transferência de tecnologias e extensão inovadora são vetores que orientaram os autores deste livro na concepção e estruturação dos capítulos. A base conceitual associada à matéria orgânica é ampla, aborda vários temas e pode impulsionar diferentes setores, notadamente os de tratamentos de resíduos, água, esgoto, o setor de fertilizantes e de condicionadores do solo, o uso de matrizes novas como insumos para a agricultura, geração de bioinsumos, inoculantes e filtros ambientais.

É importante ressaltar que este livro surgiu também da necessidade de empresas que atuam no mercado de fertilizantes orgânicos e organominerais, tendo colaboração dos engenheiros agrônomos Walter Silva e Alfredo Tsuzuki que verificam diariamente a necessidade de uma publicação para dar maior embasamento técnico ao setor.

Finalmente, nutrimos a esperança de que os temas abordados contribuam para a sustentabilidade da agricultura brasileira, bem como para a redução dos impactos ambientais.

Sumário

Capítulo 1

Matéria orgânica do solo: ciclo, compartimentos e funções

Carlos Alberto Silva
Carlos Eduardo Pellegrino Cerri
Cristiano Alberto de Andrade
Ladislau Martin-Neto
Wagner Bettiol

Introdução

O solo é composto por uma fase porosa, preenchida com ar e/ou água, e uma fase sólida que é formada pelas frações mineral, orgânica morta e orgânica viva – biota do solo. A matéria orgânica engloba diferentes elementos em sua composição, mas predominam o C, H, O, N, P e S (CHONPS). Os teores de C na matéria orgânica variam, mas o C é o elemento presente em maior teor na matéria orgânica. Embora represente uma pequena parte da massa de solo, a matéria orgânica do solo (MOS) controla a qualidade do solo, pois influencia fortemente a produtividade das plantas, condiciona diversas propriedades físicas, químicas e físico-hídricas do solo, tampona a acidez e é substrato para a biota. Isso ocorre porque a MOS interage com a água, com o ar e com os componentes minerais da fase sólida, além de atuar como fonte de nutrientes e de energia para os microrganismos. Em sistema de manejo conservacionista, a MOS pode representar, ainda, importante estratégia para o sequestro e estabilização do carbono (C) capturado da atmosfera pelas plantas, contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas globais (Lal et al., 2015). A MOS também é fundamental na retenção de cátions no solo, principalmente no ambiente tropical, dado que contribui para a maior proporção da capacidade de troca de cátions (CTC), uma vez que os óxidos, os oxi-hidróxidos e os hidróxidos de Fe e Al, e a caulinita predominantes na fração argila de solos muito intemperizados têm baixa CTC e reduzida superfície específica. Por isso, a construção da fertilidade de solos tropicais tem como pilar o aumento do armazenamento de matéria orgânica e a melhoria da qualidade da matéria orgânica (MO) estocada no solo. No Brasil, há uma área expressiva de solos de fertilidade construída à base do aumento da matéria orgânica, como ocorre

em áreas sob sistema plantio direto (SPD), integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) e sistemas agroflorestais (SAFs).

Johann Gotschalk Wallerius foi um dos pioneiros a estudar a MOS e, em 1753, introduziu, pela primeira vez, o termo húmus para designar a MOS (Wallerius, 1753). Durante várias décadas, húmus, substâncias húmicas (SHs) e MOS foram tratados como sinônimos. Com a evolução dos conhecimentos científicos sobre o tema, vários pesquisadores sugeriram a introdução de outros constituintes e, consequentemente, propuseram novos conceitos para designar a matéria orgânica e seus pools e componentes no solo.

Atualmente, livros clássicos usados para o ensino na área de Ciência do Solo trazem como constituintes da MOS, além das substâncias húmicas (SHs), o C presente nos organismos do solo e em seus metabólitos e exsudatos de plantas; o C das substâncias não humificadas, que são as macromoléculas (proteínas, aminoácidos, lipídeos, açúcares, e outros), com propriedades químicas e físico-químicas conhecidas, e o C presente em resíduos vegetais e animais, em diferentes estágios de decomposição (Stevenson, 1994). Esses compostos são fontes de nutrientes e de energia para os organismos do solo, além de alguns atuarem na complexação de nutrientes e imobilização de elementes e compostos tóxicos às culturas (Al, metais pesados e compostos orgânicos de longa persistência no ambiente) (Baldock; Nelson, 2000).

Em função da grande diversidade de seus constituintes, a determinação da MO presente no solo é determinada indiretamente, usualmente, a partir do teor de C (detalhes são apresentados no item 4.1 deste capítulo). No entanto, para fins de avaliação da fertilidade do solo é comum apresentar o resultado como MOS, e não como C, fazendo-se uso do fator 1,724 (fator de van Bemmelen) para converter teor de C em teor de MO presente no solo (Stevenson, 1994). Esse fator é derivado de estudos científicos, principalmente aqueles desenvolvidos pela pesquisadora russa M. M. Kononova que, nas decadas de 50 e 60, determinou que o teor médio de C em ácidos húmicos (AH) extraídos de diferentes solos era de aproximadamente 58% (Kononova, 1963). Como os pesquisadores da época consideravam húmus como sinônimo de MOS, esse fator de 1,72 (100/58) foi introduzido para estimar a MOS. Embora as SHs representem a maior parte do compartimento de MOS, atualmente, esse índice deixou de ser utilizado em pesquisas, pois outros constituintes, além dos AH, com diferentes teores de C, também são considerados como MOS (Pribyl, 2010). Em ampla revisão, Pribyl (2010) propôs o fator de 1,9 para conversão do C a MO, tendo como base a premissa que o teor médio de C da MO é de aproximadamente 50%. O uso de um fator mais atualizado é desejável, por exemplo, para estimar o crédito de N na MOS, com a finalidade de aperfeiçoar

a recomendação da dose de fertilizante nitrogenado para as culturas que se baseia no teor e na taxa de decomposição da MO no solo, e do histórico da área de cultivo (Raij et al., 1997; Fontoura; Bayer, 2009).

A MOS é composta por outros elementos além do C, e, por isso, a expressão CHONPS é normalmente utilizada para resumir os principais elementos químicos presentes na estrutura dos compostos orgânicos encontrados no sistema solo-planta, como carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, fósforo e enxofre. No entanto, em função da predominância do C na estrutura da MOS, geralmente este é o elemento utilizado para se inferir o estoque e para se estudar a MOS, considerando seus diversos compartimentos (Figura 1). O C associado a MOS estabilizada (C na estrutura de substâncias húmicas) é a principal forma de carbono no solo, e esses compostos estabilizados, com alto grau de humificação já foram processados pela biota do solo e são menos suscetíveis à decomposição, dada ao elevado grau de condensação química e alta concentração de compostos aromáticos de elevada massa molar da maioria das moléculas húmicas presentes no solo (Stevenson, 1994).

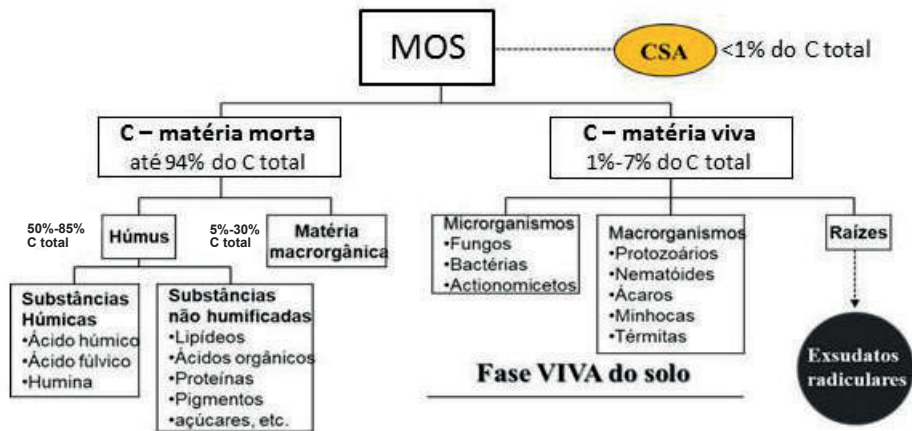



Figura 1. Representação dos principais compartimentos de matéria orgânica do solo (MOS). CSA = carbono solúvel em água.
Fonte: Adaptado de Stevenson (1986, 1994) e Perminova et al. (2019).

O carbono solúvel em água (CSA), e as moléculas a ele associadas, representa menos que 1% do C total presente no solo. Os compostos de C dissolvido na fase líquida do solo possuem reduzida massa molar, são polares, e portanto podem ser solvatados pela água, possuem elevada mobilidade no solo e, ainda, são capazes de complexar e, em algumas situações, imobilizar elementos

tóxicos presentes na solução do solo. Além disso, cumulativamente, o C dissolvido em água pode tamponar a solução do solo e evitar desequilíbrios nutricionais, ao mesmo tempo que reduz potenciais danos que o excesso de nutrientes e elementos tóxicos poderiam causar às plantas. O CSA, em razão de sua maior mobilidade no solo, auxilia no transporte de nutrientes da solução do solo até a superfície das raízes das plantas. As funções, teores e fatores bióticos e abióticos que controlam os teores de C dissolvido na solução do solo estão disponíveis em ampla revisão de Chantigny (2003). Dependendo de sua biotividade, o C disponível na solução do solo na forma de substâncias húmicas pode aumentar a absorção de nutrientes pelas plantas, induzir a formação de hormônios e estimular a profileração de raízes, promovendo o maior crescimento das plantas (Piccolo, 2001).

Não menos importante é o C associado à fase viva do solo e o C exsudado pelas raízes. Mais C associado à biomassa microbiana (C-BM) significa uma fase viva do solo mais ativa, consequentemente, com maior potencial, a longo prazo, para disponibilizar nutrientes mineralizáveis e/ou promover a solubilização e o aproveitamento no solo de insumos minerais de baixa reatividade, como apatitas, rochas silicatadas e pó de rocha contendo potássio. Além disso, o aumento do C-BM sinaliza que o manejo do solo é mais conservacionista e que há aporte regular de palhas e resíduos orgânicos, enfim, de substrato que suprem nutrientes e energia aos organismos do solo.

Outros compostos orgânicos com nível intermediário de transformação/estabilização também encontram-se presentes e associados à MOS, que são denominados de matéria macrorgânica no digrama da Figura 1. É importante observar que, na Figura 1, os compostos e compartimentos não estão interconectados porque os fluxos e processos não são totalmente compreendidos, e tampouco as formas químicas envolvidas em cada processo de transformação do C no sistema solo-planta-ar. Por isso, há a necessidade de se discutir o ciclo do carbono, suas formas e dinâmica no sistema solo-planta-ar visando melhor compreensão dos fluxos de C entre os pools do sistema solo-planta.

A principal entrada de C no solo sob cultivo ou sob vegetação nativa é via planta, ou seja, é por meio da fotossíntese. O material vegetal da parte aérea, que senesce e compõe a serapilheira, em conjunto com o C exsudado pelo sistema radicular, que se renova no tempo ou senesce após a colheita, constituem os principais processos de aporte de C no sistema solo-planta.

A capacidade das plantas fixarem C do ar (taxa de fotossíntese) e de produzirem energia, alimentos, biomassa e resíduos, palhas e resíduos da pós-colheita, depende de diversos fatores, como: espécie vegetal cultivada e a produtividade de grão, forragem, madeira, ou outros produtos e resíduos orgânicos gerados

em diferentes cadeias de produção de bens e serviços. A permanência ou adição de qualquer parte das plantas ao solo é uma das estratégias mais eficazes para aumentar a MOS, dado que os estercos, composto de lixo e lodo de esgoto são produzidos em baixas quantidades e de modo localizado. Em geral, a composição de palhas e resíduos vegetais é variável quanto ao teor das principais macromoléculas, como celulose, hemicelulose, lignina, proteínas, açúcares, compostos hidrossolúveis, e outros. A concentração dessas classes de moléculas no tecido vegetal determina a composição e a suscetibilidade à decomposição dos resíduos vegetais. Em geral, as gramíneas produzem mais biomassa que as leguminosas, quando há condição de plena luminosidade e condições ótimas no solo para o cultivo de plantas. As raízes de gramíneas, em geral, também proliferam e produzem mais biomassa que as raízes de leguminosas (Stevenson, 1994), além de explorarem melhor o perfil do solo, o que representa maior aporte de C em profundidade no solo e a possibilidade de ciclar nutrientes e água de forma mais intensa nas camadas de subsuperfície do solo. Por isso, cada vez mais, espécies de gramíneas como milheto, sorgo e braquiária, mais adaptados às condições adversas de solos ácidos e de baixa fertilidade brasileiros, são introduzidas em sistemas sofisticados de rotação de culturas para cobrir o solo e aumentar a produção de palhada.

Por outro lado, os resíduos vegetais de leguminosas como crotalária, feijoeiro, soja, alfafa e outros, são mais ricos em N, em função do maior teor de proteína e menor concentração de lignina, o que implica em maior velocidade de decomposição no solo dos resíduos de leguminosa em relação aos de gramínea. A entrada de N via fixação biológica (FBN), em função da inoculação de leguminosas, exerce efeito importante na estabilização do C do solo, o que contribui no espaço (consórcios) e/ou no tempo (rotação de culturas) para o aumento do estoque de MOS. Isso ocorre em função do armazenamento de MO no solo demandar o suprimento de outros nutrientes, uma vez que a MO, além do C, é composta por N, P, S e outros elementos.

Os resíduos animais se somam à principal entrada de C no sistema solo, os resíduos de plantas, para servirem de substrato e fonte de C, energia e nutrientes para organismos do solo, tanto para a macro e mesofauna, quanto para a biomassa microbiana (Brady; Weill, 2008).

Há forte correlação entre a produtividade das culturas e o C que é adicionado na forma de restos culturais ou resteva no solo. De forma geral, quanto maior o aporte de resíduos vegetais no solo, maior será o potencial para aumento de MOS ou de C, desde que a saída (erosão, lixiviação e decomposição da MO) de C do sistema solo-planta seja menor que a quantidade de C adicionada ao solo (balanço positivo de C nos sistemas sob cultivo) (Stevenson, 1994).

O incremento de C em camadas mais profundas do solo é facilitado quando são criadas condições para aumentar a proliferação do sistema radicular e/ou quando há maior lixiviação de carbono de horizontes superficiais para as camadas de subsolo.

A lixiviação de C com a água que percola no solo, juntamente com a erosão, representam processos de perda que podem contribuir para a redução dos estoques de C armazenados no solo. Entretanto, é preciso destacar que o C perdido no processo de decomposição da MO consiste na principal via de saída do elemento do sistema solo-planta (Stevenson, 1994). A taxa de decomposição da MOS é regulada por fatores bióticos e abióticos, e o processo de decomposição da MO tem como produtos finais CO_2 ou CH_4 (meio aeróbio e anaeróbio, respectivamente), nutrientes em formas minerais, água e outros compostos de C mais resistentes à decomposição, além de compostos voláteis de C, N, S, e outros, que são perdidos para a atmosfera. A taxa de decomposição da MO varia em função da origem do material orgânico adicionado no sistema solo-planta, da disponibilidade de N na mistura em decomposição, da temperatura e da pluviosidade local, entre outros fatores (Baldock; Nelson, 2000).

Uma prática de retorno parcial do C contido em produtos e matérias primas de origem agrícola é por meio da adição ao solo de estercos, camas de frango, lodos de esgoto, compostos de resíduos sólidos urbanos, resíduos de biodigestores, lodos de lagoas de fermentação e águas residuais, entre outros. Comparativamente, há mais C e é mais fácil armazenar MO no solo em função do manejo de resíduos de origem vegetal do que pelo aporte de subprodutos (estercos) de sistemas de produção animal ou humana (lodo de esgoto), mas, independentemente da origem, o retorno de resíduos orgânicos (*in natura* ou processados), de origens vegetal e animal e a adição de nutrientes via fertilizantes minerais são importantes práticas para o incremento do teor de MO no solo (Brady; Weill, 2008).

É importante observar que o estoque de carbono no solo é dependente dos processos de aporte (entrada) e perda (saída) de C do sistema solo-planta, de modo que uma alta taxa de sequestro de C é consequência do elevado aporte de C e da mínima perda ou saída de C do solo e plantas para a atmosfera (Stevenson, 1994). Quase sempre, independentemente do solo cultivado, clima e sistemas de cultivo adotados, a retirada da vegetação original e sua substituição por culturas leva à perda de C no solo, notadamente na paisagem tropical (Stevenson, 1994; Lal et al., 2015). Isso não impede que sistemas conservacionistas de manejo e de cultivo do solo recuperem, pelo menos nas camadas superficiais, parte do C que, historicamente, já foi perdido pelo uso inadequado da terra e pelo desmatamento e queima de biomas. A MO

estocada no sistema solo-planta desempenha papeis relevantes e é repositório de serviços ambientais que sustentam a produção de alimentos, forragens, fibras e bioenergia, além de regular o armazenamento e fluxo de água entre o solo, plantas e atmosfera. Com isso, solos mais ricos em MO armazenam mais energia e nutrientes, são menos suscetíveis à erosão e propiciam aumento na eficiência agronômica de fertilizantes, além de proporcionarem condições mais adequadas para o crescimento das plantas.

O processo de decomposição e os *pools* de matéria orgânica

A decomposição da matéria orgânica ocorre por meio da interação entre o material orgânico e os organismos do solo, num processo que tranforma moléculas de menor massa molar em compostos de maior estabilidade química. Por isso, a conversão de macromóleculas presentes nos resíduos orgânicos em húmus confere maior grau de condensação e persistência dos compostos orgânicos no solo. A decomposição envolve duas etapas, a mineralização e a humificação, sendo as substâncias húmicas (SHs) um dos produtos finais do processo de decomposição. No processo de decomposição, os resíduos animais e vegetais são tranformados pelos organismos do solo, principalmente a microbiota edáfica, originando uma série de compostos mais simples, que, após reações de síntese e ressíntese envolvidos nas rotas de formação de substânicas húmicas no ambiente, transformam-se em moléculas de elevada massa molar, de elevado grau de condensação e em substânicas humificadas mais ricas em compostos aromáticos (Stevenson, 1994). Em função da decomposição, macromoléculas orgânicas constituintes dos resíduos orgânicos, como açúcares, proteínas, carboidratos simples e de cadeia longa, ceras, lipídeos, e outros, são metabolizadas e tranformadas pela ação da microbiota, por isso, dão origem a formas minerais de nutrientes, como o amônio, nitrato, fosfatos e sulfatos, entre outros. Além disso, há a síntese de material orgânico mais recalcitrante e de maior grau de condensação química, as substâncias húmicas. No caso da decomposição em meio aeróbio, o CO_2 é o principal produto dos processos bioquímicos e químicos de transformação de resíduos orgânicos, enquanto que, em meio anaeróbio, o CH_4 é o gás resultante da fermentação e de biodigestores, ou seja, de meios em que prevelace o metabolismo anaeróbio de decompositores (Brady; Weill, 2008).

Os produtos da decomposição, que incluem as SHs, não permanecem infinitamente no solo, de modo que o tempo de persistência em que um composto permanece no solo é denominado de tempo médio de residência (TMR). Sob essa ótica de persistência no sistema solo, pode-se categorizar a MOS em fração ativa (TMR de dias a meses), fração lenta ou intermediária

(persistência no solo por anos a décadas) e MOS passiva ou inerte, ou seja, trata-se do pool de MO mais resistente à decomposição. A MO inerte ou pouco suscetível à decomposição é composta por SHs, materiais carbonizados, material de lignificação, e outros, ou seja, materiais ou classe de compostos cujo tempo de meia-vida no ambiente varia de dias a milênios.

Em solos sob vegetação nativa, há o equilíbrio dinâmico da matéria orgânica, ou seja, a entrada (aporte) e a saída (perda) de C do sistema solo-planta se equivalem, e o teor de MOS não é modificado ao longo do tempo. Nos ecossistemas preservados, o teor e a natureza química da MOS variam em função da textura, mineralogia, rocha de origem, vegetação, clima, relevo, organimos (atividade e diversidade de espécies), teor de água no solo, regimes de inudação e tempo de formação do solo (Stevenson, 1994). Por isso, a MOS varia em diversas dimensões: (i) espacial (horizontal), em que existe uma tendência de maior teor de MOS em ambientes mais frios (menor atividade dos decompositores), comparado aos teores de MOS em climas mais quentes; (ii) vertical (perfil do solo), dado que a tendência é de maior acúmulo de MOS na superficie e decréscimo do teor em camadas mais profundas do solo (subsolo); e (iii) temporal, considerando que, mesmo em sistemas sob vegetação nativa, as mudanças climáticas globais, com alteração dos padrões de precipitação, temperatura, radiação solar, e com o aumento das formas reativas de N na atmosfera e de gases de efeito estufa implicam em um nova dinâmica do C no solo sob vegetação nativa, invariavelmente, com redução nos estoques de MO, antes em equilíbrio.

A incorporação de áreas para a produção agropecuária rompe o equilíbrio dinâmico original de sistemas sob vegetação nativa e, num primeiro momento, o aporte (entrada) de C é menor do que a saída de C do sistema solo. Isso ocorre porque há uma redução no aporte de material orgânico no solo, concomitantemente às condições que favorecem a rápida mineralização da MOS, como o aporte de nutrientes minerais pelas cinzas, quando o fogo é usado na limpeza da área, e/ou pelo uso de corretivos e fertilizantes, além da possibilidade de revolvimento mecânico do solo, que torna a MO mais suscetível à decomposição (Stevenson, 1986, 1994). Além da redução no teor, há mudança na qualidade e natureza química da MOS, dado que compostos mais lábeis são preferencialmente decompostos no solo, havendo enriquecimento relativo de compostos mais resistentes à decomposição e com maior caráter aromático do que a MO de solos sob vegetação nativa (Oliveira et al., 2006)

Considerando, novamente, a questão do balanço de C (entrada *versus* saída), é possível manejar o solo e adotar sistemas de rotação de culturas para elevar o estoque de MOS. A redução de perdas de C na decomposição é possivel

por meio do menor revolvimento do solo em sistemas conservacionistas, como o plantio direto ou cultivo mínimo, assim como pelo manejo do N visando maior armazenamento de compostos orgânicos humificados no solo, em detrimento da redução da emissão de CO_2 pelo processo acentuado de decomposição. Em sistemas de manejo mais conservacionistas, a redução das saídas de C pela decomposição da MO é acompanhada por maiores aportes de C nesses mesmos sistemas de cultivo, devido a adoção de um maior número de cultivos anuais por área, integração de culturas ou da adoção de práticas de produção integrada (integração lavoura-pecuária, integração lavoura-pecuária-floresta e integração pecuária-floresta), a redução do uso de fogo e a adição de fertilizantes, corretivos e condicionadores de propriedades do solo, que asseguram maior produção de palhada e de restos culturais.

Aumentar o teor de MOS e o estoque de C no solo é uma forma de construir a fertilidade e a capacidade produtiva dos solos tropicais, dado que a MO é a principal componente do solo que regula o aumento da eficiência de uso de fertilizantes e de corretivos, e promove maior sustentabilidade e resiliência dos sistemas produtivos (Cerri et al., 2022).

No ecossistema natural e nos solos cultivados, é possível identificar alguns compartimentos, fluxos e processos de perda de MOS que auxiliam no entendimento da dinâmica do C nesses ambientes e, consequentemente, os fatores que regulam o estoque de C no solo. Nesse sentido, além dos componentes e pools tradicionais de C no solo, é necessário destacar o fluxo de carbono em pluviolixiviados, serapilheira, restos de culturas e resíduos de origem agrícola e urbano-industrial, as raízes (rizodepósitos) e seus exsudados. Há C associado à macrofauna, mesofauna e biomassa microbiana, e portanto, há, também, MO associada a metabólitos e exsudados da biota do solo (Cerri et al., 2022).

A seguir, são discutidos os aspectos mais relevantes desses compartimentos e componentes da MOS, com destaque aos fluxos e às trocas de C entre os pools de MO nos sistema solo-planta-ar, além da importância do manejo conservacionista no aumento do C armazenado no solo.

Compartimentos, fluxos e constituintes relacionados com a matéria orgânica do solo

No ecossistema natural e no agrícola pode-se reconhecer alguns compartimentos, fluxos e constituintes relacionados a MOS que auxiliam no entendimento da dinâmica do C nesses ambientes e, consequentemente, do estoque de C no solo. Nesse sentido, são destacados os pluviolixiviados, a serapilheira, os restos de culturas e resíduos (de origens agrícola, urbano e

industrial), as raízes (rizodepósitos) e seus exsudatos, a macrofauna, a mesofauna e biomassa microbiana e seus metabólitos e excreções, e as substâncias não humificadas e substâncias húmicas.

Pluviolixiviados

Pluviolixiviado é a porção da chuva que chega ao solo depois de passar pela copa da vegetação, ou seja, a água da chuva que interage e flui das folhas, galhos e troncos para o solo. A água da chuva, combinada com óxidos e outros compostos presentes na atmosfera, retira e arrasta compostos orgânicos e inorgânicos solúveis em água, que podem ser parcialmente metabolizados pelos organismos do solo ou perdidos por erosão e lixiviação (Figura 2).

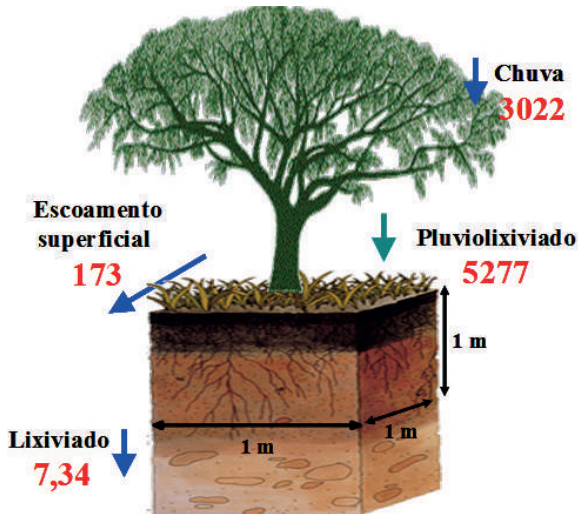



Figura 2. Balanço quantitativo (mg de C m^{-2}) do enriquecimento em carbono da água da chuva que passa pela copa das árvores e dá origem ao pluviolixiviado que alcançará o solo e que, potencialmente, será parcialmente perdido por lixiviação e erosão (escoamento superficial) ou incorporado à matéria orgânica do solo. Valores referentes ao pluviolixiviado de floresta em Rondônia.

Fonte: Adaptado de Cerri (1986, 2022).

Serapilheira, restos de culturas e resíduos orgânicos

Há uma série de resíduos de origem vegetal e animal que são depositados na superfície do solo e transformados pela biota, com subsequente síntese de compostos orgânicos variados que compõem a MOS. Os resíduos orgânicos podem ter várias origens: vegetal (palhadas, resteva, resíduos da pós-colheita,

raízes, produtos da rizodeposição, e outros); animal (estercos, águas residuárias, chorumes, lodos de lagoas de fermentação, caldas húmicas de biodigestores, entre outros); urbano (composto de lixo, lodo de esgoto, restos de poda, de aparas de árvores e de gramados, dentre outros.) e industrial/agroindustrial (vinhaça, bagaço de cana, mostos e resíduos da fermentação, torta de filtro, resíduos de curtume, farinhas e resíduos de frigoríficos, resíduos de laticínios, resíduos de processamento de farinhas, e mais). Obedecendo-se alguns requisitos de qualidade e a legislação pertinente, todos esses resíduos podem ser utilizados de maneira segura para aumentar a MOS, disponibilizar nutrientes para as plantas e condicionar várias propriedades do solo, o que melhora o ambiente de crescimento das plantas (Cerri et al., 2022).

Sob vegetação nativa e em lavouras há produção de serapilheira (resíduo vegetal depositado na superfície do solo) cuja composição e quantidades produzidas variam de acordo com o bioma e suas fitofisionomias, época do ano e condições climáticas. Em florestas há certa sazonalidade e padrões temporários de deposição de galhos, folhas e resíduos na superfície do solo. De forma geral, a produção de serapilheira é maior à medida que se aumenta a latitude (Norte/Sul), em função da temperatura e da oferta de água no solo. Em florestas decíduas e semidecíduas pode haver sazonalidade (variação na quantidade produzida nas estações seca e chuvosa) na produção de serapilheira.

Em sistemas agrícolas, entretanto, a "sazonalidade" está condicionada ao calendário agrícola e aos ciclos de produção das culturas, em que o aporte mais expressivo de C no solo é função da colheita do produto agrícola e da palhada que permanece na área de plantio. Na agricultura, a quantidade de palha varia de uma lavoura para outra, podendo-se citar a soja com valor médio de 3,5 t de massa seca (MS) ha^{-1}; o milho entre 6 e 8 t MS ha^{-1}; a aveia preta entre 4 e 6 t MS ha^{-1}; e a cana-de-açúcar, com valores na faixa de 14 a 16 t MS ha^{-1} (Cherubin et al., 2018). Importantes aspectos que também devem ser considerados na avaliação da qualidade dos restos vegetais dispostos na superfície do solo ou nele incorporados estão relacionados à composição bioquímica e elementar, conforme ilustrado na Figura 3.

Os teores de C nos resíduos vegetais variam em função dos compostos predominantes nesses materiais vegetais. A concentração média de C nos resíduos de origem vegetal é de 42%. Contudo, o teor em madeira, dependendo da espécie nativa ou plantada, varia de 47% - 59% (Lamlom; Savidge, 2003). Para o milho, dependendo do tecido ou órgão do vegetal analisado, o C pode variar de 31% a 47% (Jans et al., 2010). De fato, materiais menos lignificados e mais ricos em proteínas, aminoácidos e N, e mais herbáceos, contém menos C por unidade de massa seca, ao passo que os materiais mais lignificados e

pobres em N possuem, em geral, os maiores teores de C (Brady; Weill, 2008). Na Figura 4 são apresentados os teores médios de celulose encontrados nos resíduos vegetais. Numa escala mais ampla, para representar a maioria dos

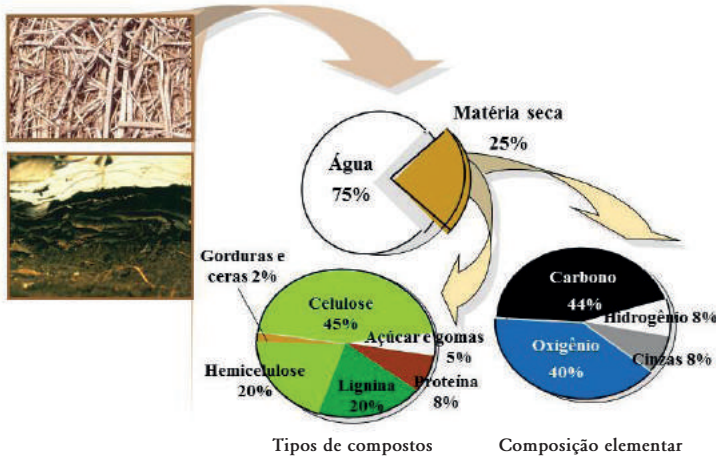



Figura 3. Composição bioquímica (classes de compostos) e elementar média de restos culturais.

Fonte: Adaptado de Brady e Weill (2008).

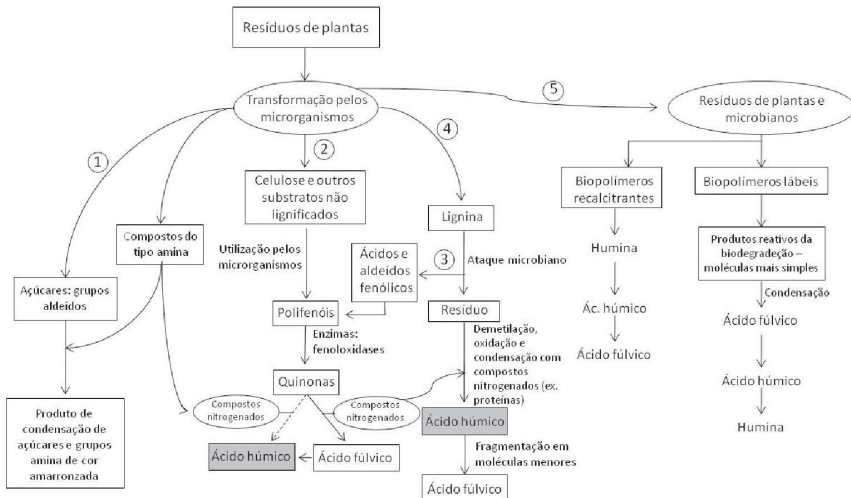



Figura 4. Rotas e etapas da síntese de substâncias húmicas em solo. Aminoácidos sintetizados pelos microrganismos reagem com ligninas modificadas (Rota 4), quinonas (Rotas 2 e 3) e com açúcares reduzidos (Rota 1) ou produzem outros biopolímeros simples ou recalcitrantes (rota 5) para formar polímeros/produtos de condensação complexos de coloração escura.

Fonte: Adaptado de Stevenson (1986, 1994), Hatcher e Spiker (1988), Hedges (1988) e Baldock e Nelson (2000).

resíduos vegetais e espécies de plantas encontradas na natureza, as classes principais de constituintes dos resíduos vegetais são assim distribuídas: (i) celulose (15% a 60%); (ii) hemicelulose (10% a 30%; (iii) lignina (5% a 30%); (iv) fração solúvel em água (5% a 30%), que incluem compostos mais lábeis como açúcares, aminoácidos, compostos alifáticos de cadeia curta e algumas proteínas mais simples; (v) fração solúvel em éter ou em álcool (1% a 15%), que correspondem aos compostos mais resistentes à decomposição como gorduras, pigmentos, lipídeos de cadeia mais longa, óleos e ceras; e (vi) proteínas (1% a 10%), que, ao serem decompostas, liberam no solo compostos que têm ação sobre as plantas e organismos do solo (Waksman, 1946; Kögel-Knabner, 2002).

Raízes e os exsudatos da rizodeposição

Os exsudatos da rizodeposição são relacionados aos compostos excretados no meio de cultivo por partes da planta localizadas abaixo da superfície do solo. Geralmente, a maior parte da biomassa das raízes está presente nas camadas superficiais do solo, notadamente na camada de aração (0-20 cm), ou na de 0-10 cm, em sistemas de cultivo onde o revolvimento do solo é mínimo. Por exemplo, a *Brachiaria decumbens* apresenta cerca de 60% de suas raízes nos primeiros 10 cm de profundidade do solo e cerca de 90% das raízes nos primeiros 20 cm (Razuk, 2002). Na Floresta Amazônica, para algumas espécies de árvores, existe quase a mesma quantidade de biomassa vegetal nas raízes, comparativamente com a parte aérea (Cerri et al., 2022).

Outro termo científico relacionado às raízes é rizosfera, que é a região do solo sob influência das raízes, com características peculiares e diferenças marcantes em relação ao solo que circunda as raízes.

Os exsudatos das raízes são definidos como compostos orgânicos secretados ou liberados pela superfície de raízes mais jovens. São importantes na formação do mucigel que serve para melhorar o contato raiz-solo (principalmente em condições nas quais o solo encontra-se seco) e serve como lubrificante para o bom movimento da raiz no solo. Além disso, alguns compostos, como os fitosideróforos possuem alta capacidade de sequestrar e complexar nutrientes e elementos tóxicos às plantas. Nessa interface da raiz-solo (rizosfera) há maior liberação de exsudatos, nutrientes e energia para os microrganismos. Por isso, a concentração de nutrientes e sais, a condutividade elétrica e o pH, entre outros atributos, encontram-se no solo rizosférico em condições que asseguram, pelo menos parcialmente, as demandas nutricionais e outras necessidades para o crescimento e a proteção das plantas (Cerri et al., 2022). O estabelecimento de associações benéficas entre bactérias e fungos com as plantas também é favorecido na região rizosférica. A diversidade e a abundância da população

microbiana na rizosfera dependem dos exsudatos de raízes, condições de solo e espécie vegetal, entre outras. No capítulo 4 são apresentados mais detalhes do microbioma do solo e suas relações com a matéria orgânica.

Macrofauna, mesofauna e comunidade microbiana

A macrofauna, a mesofauna e a comunidade microbiana compreendem os organismos que estão presentes no solo e que podem ser classificados de acordo com vários aspectos, como por exemplo: função ou tamanho. A forma mais comum de classificação destes organismos é por tamanho, sendo que os indivíduos pertencentes à macrofauna possuem tamanho entre 2 mm e 20 mm; a mesofauna compreende aqueles organismos menores do que 2 mm, porém maiores do que 0,1 mm (Correia; Oliveira, 2000; Cerri et al., 2022). Alguns dos representantes da macro e mesofauna são: formigas, cupins, minhocas, tesourinhas, larvas de borboleta e larvas de besouros. Finalmente, a microbiota do solo contempla os organismos menores do que 0,1 mm, sendo que os principais representantes dessa classe são as algas, nematoides, protozoários, bactérias, actinobactérias e fungos (Correia; Oliveira, 2000; Cerri et al., 2022). O substrato que fornece energia e nutrientes para a biota do solo compõem-se de resíduos e exsudados de raízes, restos culturais e serapilheira, resíduos que, do ponto de vista energético, podem ser aproveitados e metabolizados pela biota do solo. Predomina, no solo, a fração mineral, de modo que a matéria orgânica representa, na maioria das vezes, menos de 5% da massa de solo. Essa magnitude de variação é explicada pela textura, profundidade do solo, manejo e sistemas de cultivo e fatores de formação do solo (Stevenson, 1994; Baldock; Nelson, 2000). Mesmo assim, a componente orgânica do solo, notadamente dos solos tropicais, é muito atuante, exerce múltiplas funções e reflete as condições de manejo de solo, uma vez que o C na biomassa microbiana varia em função de fatores bióticos e abióticos e reflete as condições e práticas mais e menos conservacionistas adotadas no manejo do solo (ver tópicos descritos no capítulo 4).

Substâncias não húmicas e substâncias húmicas

As substâncias não húmicas podem ser definidas como compostos que possuem propriedades químicas, físicas e físico-químicas definidas, como carboidratos, aminoácidos e proteínas, lipídeos, compostos fenólicos e lignina, provenientes da decomposição de restos vegetais e animais no solo. Já as substâncias húmicas (SHs) eram definidas, até o início do século XXI, como mistura complexa e recalcitrante de substâncias orgânicas amorfas e coloidais de cor marrom ou marrom escuro, modificadas a partir da transformação de

compostos orgânicos e resíduos por organismos do solo (Stevenson, 1994). Schulten e Schnitzer (1997) apresentaram um modelo obtido por meio de pirólise e espectrometria de massa, pelo qual o ácido húmico é apresentado como uma macromolécula de massa molar relativamente elevada. Piccolo (2001) relata que aspectos conformacionais das estruturas das SHs e suas concentrações no solo e ambiente são determinadas pela massa molar e conformação estrutural de supramoléculas húmicas. Piccolo (2001) propõe um modelo de estrutura supramolecular para as substâncias húmicas, de modo que unidade e radicais orgânicos de menor massa molar são unidos uns aos outros por forças e ligações fracas e interações hidrofóbicas (ex. forças de van der Waals), pontes de H (ambas são ligações de baixa energia). Por outro lado, Sutton e Sposito (2005) sugerem uma definição mais moderna para as SHs: conjunto diversificado de compostos com massa molar relativamente baixa, que se unem umas às outras formando associações dinâmicas, estabilizadas por interações hidrofóbicas e pontes de hidrogênio (Sutton; Sposito, 2005). Por essa definição, as associações dos compostos mantidos por forças fracas é que apresentam elevada massa molecular. Os mesmos autores introduzem o conceito de estrutura micelar: arranjo de moléculas orgânicas em solução aquosa para formar regiões exteriores de característica hidrofílica, que protegem (do contacto das moléculas de água) regiões interiores de caráter hidrofóbico. Assim, as SHs não exibem características físicas e químicas específicas, como ponto de ebulição definido, índice de refração, morfologia e composição elementar exata. Entretanto, possuem características gerais como: elevada capacidade de troca de cátions, devido à presença de grupos ácidos (carboxílicos e fenólicos), e aromáticos e alifáticos; complexidade química; cor escura; estrutura com parte da cadeia hidrofílica (com carga, H_2O) e parte hidrofóbica (sem carga, ou seja, moléculas ou subunidades apolares que repelem a água) (Stevenson, 1994).

Em revisões mais recentes, Lehmann e Kleber (2015) e Kleber e Lehmman (2019) propuseram nova teoria que definem as substâncias húmicas como artefatos do processo de extração da matéria orgânica do solo, logo não existiriam na natureza, ou, ao serem modificadas no processo de extração, não representariam as configurações moleculares, estruturais e conformacionais dos compostos orgânicos encontrados na água, no solo e nos sedimentos, tendo como base as teorias ainda prevalentes de rotas de síntese de substâncias húmicas. São descritos novos modelos que descrevem mecanismos que supostamente poderiam explicar os processos e *continuum* de moléculas representativas de pools de MOS. Logicamente, vários outros autores têm publicados artigos com base, principalmente, em quase 100 anos de resultados e interpretações das

substâncias húmicas e rechaçam as propostas de Lehmann e Kleber (2015) e Kleber e Lehmman (2019), entre eles Olk et al. (2019), De Nobili et al. (2020) e Hayes e Swift (2020). Assim, vale ressaltar que houve evolução na discussão das teorias e rotas de formação de húmus e da MOS, mas há ainda discussão sobre os modelos de base teórica mais consistente e, mais do que isso, como é possível estabelecer modelos robustos que permitem antecipar a estrutura-propriedade-função das substâncias orgânicas presentes no sistema solo, de modo que o assunto é ainda controverso e demanda novos estudos e base conceitual. No capítulo 5 deste livro são apresentados aspectos mais específicos sobre a estrutura, natureza química e funções da MOS e de suas componentes.

Composição elementar e estruturas moleculares das SHs

A composição elementar é a distribuição percentual dos átomos que compõem a rede estrutural das SHs. É reflexo das diferentes condições de formação das SHs, ou seja, do ambiente pedogênico. A composição elementar é a propriedade mais estável e fundamental das SHs, pouco sujeita às variações, mesmo com grandes alterações de manejo dos solos.

Os primeiros experimentos de determinação da composição elementar das SHs foram efetuados por Sprengel e por Berzelius entre os anos de 1826 e 1845 (Stevenson, 1994), que mencionaram que as SHs eram essencialmente constituídas por C, H, N e O, sendo o C e O os elementos mais abundantes.

A análise do conteúdo de C, H, O, N e S pode ser feita individualmente para cada elemento. Por exemplo, pode-se utilizar a determinação do N pelo método de Dumas ou de Kjeldahl; do S por oxidação via úmida em meio ácido, ou por oxidação via seca em meio alcalino; do C por oxidação úmida em meio ácido ou por oxidação via seca; do O por pirólise redutiva; e do H por combustão seca. Atualmente, utilizam-se analisadores elementares automáticos baseados na oxidação da amostra em alta temperatura (1000 °C), que determinam simultaneamente o C, o H, o N e o S e performam análises rápidas e confiáveis.

Boa parte das características de uma amostra de MOS são obtidas a partir de sua composição elementar:

a) MOS com maiores quantidades de C e menores quantidades de oxigênio são consideradas mais humificadas, pois apresentam maior proporção de ligações carbono-carbono, como ocorre nas estruturas aromáticas;
b) A relação C/N pode ser interpretada também como indicativo do grau de humificação da MOS e ainda ser utilizada para estimativa do N que será disponibilizado para plantas e organismos; e,

c) por meio do grau de oxidação, calculado conforme mostrado a seguir, pode-se avaliar a evolução química da substância húmica (Orlov, 1995):

$$\text{Grau de oxidação} = 2Q\ \text{Oxigênio} - Q\ \text{Hidrogênio} / Q\ \text{Carbono}$$

Em que: Q = quantidade de átomos grama dos elementos (em gramas).

Propriedades coloidais das SHs

Grande parte da MOS e, em particular, das SHs podem ser definidas como sistemas coloidais, considerando-se que pelo menos uma de suas dimensões ocorre dentro do intervalo de 1 a 1000 nm. Característica essencial comum a todos os sistemas coloidais é a grande relação área/volume das partículas, que é o fator responsável pelo comportamento químico e físico desses sistemas. Diversas propriedades da MOS dependem de tais características coloidais, como por exemplo, a ligação com íons metálicos, a mobilidade dos complexos organo-metálicos, a capacidade de adsorção de pesticidas, a solubilidade, a capacidade de troca de cátions e o efeito floculante inicial no sentido de desenvolvimento dos agregados do solo (Cerri et al., 2022).

A reatividade química das SHs pode ser medida obtendo-se o valor da acidez potencial das moléculas, definida principalmente como a soma de grupamentos carboxílicos e fenólicos presentes. A dissociação de prótons dos grupos COOH começa a partir de valores de pH da solução do solo iguais ou superiores a 2,0, que gera cargas negativas, que aumentam de valor com o acréscimo do pH, e atingem o máximo a partir de pH 9,0, com a dissociação de grupamentos OH de grupos fenólicos (Stevenson, 1994).

Rotas de síntese de substâncias húmicas

A bioquímica da formação de SHs é um dos aspectos menos entendidos da química do húmus e um dos mais intrigantes, portanto, um campo em aberto para novas pesquisas. O conhecimento mais detalhado de como o húmus é formado poderia prover informações importantes sobre a estrutura das moléculas húmicas (macromoléculas versus modelo supramolecular, por exemplo). Além disso, ajudaria a entender como ocorre o rearranjo dos compostos orgânicos no solo, com a ressíntese de novos compostos mais estáveis quimicamente, com maior grau de condensação e menos suscetíveis à decomposição, e como as substâncias húmicas persistem no ambiente (Stevenson, 1994). Já foram propostas várias rotas de síntese para a formação de substâncias húmicas no solo, sendo as quatro mais aceitas descritas no diagrama da Figura 4 e também no texto em sequência.

Os principais aspectos e reações químicas associadas às cinco rotas de formação do húmus do solo são descritos a seguir, a partir de informações compiladas de Stevenson (1986, 1994), Hatcher e Spiker (1988), Hedges (1988) e Baldock e Nelson (2000).

Rota 1

Nesta rota, sugere-se que as SHs são formadas a partir da transformação e reação de açúcares com aminoácidos e compostos nitrogenados (Reação de Maillard) de açúcares. Essa é a proposição de rota de formação de SHs ou de melanina. A reação de Maillard, descrita em 1912 pelo químico Louis-Camille Maillard, que investigava potenciais rotas de síntese de proteínas, descreve a interação de grupos ($-NH_2$) de aminoácidos ou grupos nitrogenados e açúcares simples que atuam como agentes redutores (fontes de elétrons), produzindo compostos denominados melanoidinas, que conferem cor amarronzada típica de alimentos cozidos ou assados.

A rota que remete à reação de Maillard não é tão aceita atualmente, mas sua proposição vem dos estudos iniciais sobre a química do húmus. Sua ocorrência é mais plausível em ambientes cáusticos, portanto em locais de climas extremos, com baixas temperaturas e neve durante a maior parte do ano, e nos ambientes em que há disponibilidade dos substratos necessários para que a reação ocorra (Stevenson, 1986, 1994). De acordo com essa teoria, açúcares e aminoácidos reduzidos, formados de subprodutos do metabolismo microbiano ou originários da decomposição de resíduos de plantas e de animais, sofrem polimerização, aumentam seu grau de condensação, para dar origem a polímeros nitrogenados marrons, similar àqueles formados durante a desidratação de certos alimentos (exemplo: melanização da casca de banana; oxidação de maçã ao ser cortada, que adquire cor amarronzada).

Rota 2

Nessa reação de síntese bioquímica do húmus, a lignina desempenha papel importante. Os compostos fenólicos convertidos a quinona, entre outras rotas, pela ação da enzina fenol oxidase, são originados a partir da lignina. Os aldeídos fenólicos e ácidos, que são derivados da lignina durante o processo de ataque microbiano e transformação bioquímica, sofrem conversão enzimática (via ação do fenol oxidase) a quinonas, que polimerizam, em presença ou ausência de compostos amino (grupos N nitrogenados e radicais $-NH_2$), e formam as SHs (Stevenson, 1986,1994).

Rota 3

Essa via é similar a rota 2, exceto pelo fato de que os polifenóis são sintetizados pelos microrganismos a partir de fontes de C que não tem ligação com a lignina, como exemplo, a celulose e a hemicelulose. Os polifenóis são, então, oxidados enzimaticamente (fenol oxidase) a quinonas, que, condensadas quimicamente, dão origem às substâncias húmicas (Stevenson, 1986, 1994).

Rota 4

Sugere que as SHs são diretamente derivadas da lignina. De acordo com essa teoria, a lignina é incompletamente utilizada por microrganismos e o seu resíduo, parcialmente modificado, dá origem a compostos que se assemelham ao húmus do solo (Stevenson, 1986, 1994). Segundo Stevenson (1994), modificações na lignina incluem a perda de grupos metoxil (OCH_3) com a geração de hidroxifenóis e oxidação de grupamentos laterais de cadeias alifáticas, que dão origem a grupos orgânicos funcionais do tipo carboxila (R-COOH). A modificação do material é sujeita às outras alterações desconhecidas para a formação de ácidos húmicos, que podem dar origem, em sequência, aos ácidos fúlvicos. Essa teoria é conhecida como a teoria da lignina-proteína de Waksman, e apesar de pouco aceita atualmente, sua ocorrência é mais provável em ambientes anóxicos. Portanto, a ocorrência desta rota se limitaria: às áreas mais frias e inundadas na maior parte do ano (Stevenson, 1994); às condições em que há prevalência de microrganismos de metabolismos anaeróbico (metabolismo e atividade decompositora mais lenta) e aos locais em que há baixa probabilidade de existência de decompositores e complexos enzimáticos capazes de decompor a lignina, originando grupos fenólicos que são os precursores de quinonas, compostos químicos muito relevantes nas rotas mais aceitas de síntese de SHs no solo e em outras matrizes da natureza.

Rota 5

A rota 5 (Figura 1) pressupõe que os resíduos microbianos ou de plantas são convertidos em biopolímeros lábeis, que são biodegradados, dando origem às moléculas reativas de menor massa molar, como fenóis, quinonas, açúcares, aminoácidos, entre outros. Essas substâncias se agrupam em diferentes combinações, dando origem, por meio de diferentes reações abióticas de condensação (teoria do polifenol, condensação de açúcar/amina e formação de fenóis e quinonas a partir de carboidratos e foto-oxidação de lipídeos polinsaturados), e, em sequência, a síntese de ácido fúlvico, ácido húmico e humina, nesta ordem (Hatcher; Spiker, 1988; Hedges, 1988; Baldock; Nelson, 2000). De acordo com esses mesmos autores, os resíduos de plantas e microbianos

podem, do mesmo modo, formar biopolímeros recalcitrantes (lignina, cutina, suberina e melanina), que podem ser incorporados no início da rota de síntese descrita anteriormente, ou originar no solo, humina, ácido húmico e ácido fúlvico, nesta sequência.

Carbono orgânico do solo

Como já mencionado anteriormente, o C é um elemento vital, pois, juntamente com o oxigênio, forma o CO_2 que participa da fotossíntese, que permite a fixação de CO2 da atmosfera e fornece carboidratos que é a matéria-prima para a síntese de vários compostos orgânicos que são essenciais à vida no planeta. Dessa forma, o C transita em todas as esferas: atmosfera, biosfera, pedosfera (humosfera), litosfera e hidrosfera. O C faz parte desde compostos inorgânicos muito simples (CO_2) até compostos complexos de tecido vegetais (celulose, lignina) e animais; e, ainda, em compostos mais condensados, como no caso de húmus, carvão e petróleo, entre outros (Cerri et al., 2022).

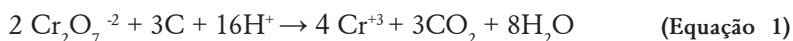
O C do solo ocorre tanto nas formas orgânicas, como inorgânicas. A forma orgânica está relacionada aos compostos da MOS, em que as SHs são os componentes mais abundantes, e também está presente nos organismos e seus metabólitos, restos vegetais e animais em vários estágios de decomposição. O C na forma inorgânica pode ser encontrado na cinza de biocarvão, nos minerais carbonatados, calcários, e outros mais, que podem ser utilizados na correção da acidez do solo (Cerri et al., 2022), ou ser naturalmente encontrados em solo de rocha calcárea ou solos alcalinos com $pH>7,5$.

Por fazer parte de compostos orgânicos e minerais do solo, o C está presente no protoplasma de organismos vivos, apresenta-se também em dimensões coloidais e tem interação complexa com elementos dissolvidos na solução do solo ou com a superfície de minerais de argila, óxidos e hidróxidos do solo e colóides associados à fração argila dos solos, além de ocupar parte do espaço poroso dos solos nas formas de CO_2 e CH_4, dependendo da taxa de difusão de oxigênio no sistema solo.

Determinação do carbono e da matéria orgânica do solo

Em função da grande diversidade de seus constituintes, a determinação da MOS total é usualmente realizada por meio da quantificação do carbono elementar, pois é o elemento mais abundante e de mais fácil determinação. Um dos métodos mais utilizados, globalmente, é a oxidação úmida com dicromato de potássio em meio ácido. Esse método foi originalmente desenvolvido por Walkley e Black (1934) e usa o dicromato de potássio em meio enriquecido com ácido sulfúrico para recuperar os teores de C oxidável encontrados nos

solos, oxidando os compostos orgânicos até a forma de CO_2. A estequiometria, os reagentes e os produtos da reação de oxidação da MOS por dicromato são apresentados na Equação 1 (Cantarella et al., 2001).

$$2\ Cr_2O_7^{-2} + 3C + 16H^+ \rightarrow 4\ Cr^{+3} + 3CO_2 + 8H_2O \qquad \textbf{(Equação 1)}$$

A oxidação do C na MOS deve ser realizada com um excesso de dicromato, pois é a sobra ao final que deve ser titulada com sulfato ferroso amoniacal $[(NH_4)_2\,Fe(SO_4)_2\ \ 6H_2O]$ também conhecido como sal de Mohr. Por meio deste método a recuperação do C não é total e varia entre 60% e 86%, podendo-se usar 77% do C total como fator médio de recuperação do C total presente no solo. Dado que compostos carbonizados e carbonatos não são recuperados neste processo de oxidação, a recuperação do C não é total (Cantarella et al., 2001).

Ao longo do tempo surgiram muitas variações do método original desenvolvido por Walkley e Black (1934), principalmente com relação à temperatura para oxidação do C em meio ácido. No método original a temperatura de reação é a que ocorre na diluição do H_2SO_4 concentrado e o meio aquoso (cerca de 120 ^oC) na presença da amostra. Uma variação faz uso de banho-maria (Claessen, 1997) ou de chapa aquecedora e sistema de refluxo (Sato et al., 2014) que elevam a recuperação do C total, mas, ainda, não há recuperação plena do C presente no solo. O método com uso de fonte externa de calor e sistema de refluxo é conhecido como o método de Mebius (Mebius, 1960), que é adotado oficialmente no Brasil na determinação do C em condicionadores de solo e fertilizantes (Brasil, 2017). Outra variação é a mistura prévia entre o H_2SO_4 e a solução aquosa de dicromato, de forma a evitar elevadas temperaturas na oxidação da amostra e riscos eventuais dessa rotina nos laboratórios de análise de solo. Esse método de oxidação com o uso de dicromato de sódio e oxidação úmida a frio da MOS é o mais amplamente adotado pelos laboratórios de análise de solo no Brasil (Cantarella et al., 2001). Utilizam, também, espectrômetro no UV visível para se inferir o teor de C em função da cor desenvolvida na amostra de solo oxidada (com necessidade de curva de calibração), ao invés da titulação com sulfato ferroso amoniacal para a quantificação indireta do C (Cantarella et al., 2001).

O método de oxidação úmida é considerado um método indireto, pois não determina diretamente o C da amostra. Além disso, apresenta alguns pontos críticos como a generalização do número de compostos orgânicos igual a zero para o C na MOS; a possibilidade de oxidar parte dos compostos orgânicos presentes na amostra de solo, que não o C total na MOS; a recuperação incompleta do C da amostra e a geração de um resíduo perigoso e de especial atenção no descarte pela presença de cromo (Cantarella et al., 2001).

O método mundialmente reconhecido para quantificação do teor total de C no solo é por meio de analisador elementar, ou seja, o método da combustão seca. O fundamento do método é a oxidação do C e a degradação térmica (850 a 950 °C) de minerais carbonatados e compostos orgânicos por meio do aquecimento de uma mistura solo-catalisador, em forno de resistência ou com circulação de oxigênio. Nesse método, a determinação do total de C é realizada diretamente com sensor na região do infravermelho, do tipo NDIR, para determinar o CO_2 produzido durante a combustão a seco (Sato et al., 2014).

A quantificação do C orgânico no método de combustão seca assegura que inclusive o C inorgânico (carbonatos) que, eventualmente esteja presente na amostra, possa ser quantificado. Dessa forma, para a maioria dos solos de ambiente tropical, naturalmente ácidos, o total de C analisado é equivalente ao C orgânico da amostra. Exceção deve ser feita para os casos em que a calagem foi realizada recentemente, isto é, a menos de seis meses (considerando a calagem no início das chuvas) ou um ano (considerando a calagem no período seco), se houver efeito residual da prática, o que é pouco provável. No caso de amostragem do solo sob efeito da aplicação de calcário, há necessidade de eliminação de carbonatos antes da análise do C total. Para eliminar carbonatos, geralmente é utilizado o procedimento de acidificação da amostra com posterior lavagem para eliminação do excesso de ácido. Solos naturalmente alcalinos também devem ter a eliminação de carbonato como etapa prévia à análise do C total, quando o interesse é o C na MOS. De fato, se há presença de carbonato de cálcio, compostos de C carbonizados (muito comum nos solos do Brasil) e C inorgânico, o método mais correto para se determinar o teor de C do solo é da combustão seca. É por isso, que o método da combustão deve ser utilizado para calibrar os demais, notadamente os que preconizam o uso de digestão úmida com o uso de dicromatos de sódio e de potássio.

A análise por combustão seca em analisador elementar é relativamente rápida e não gera resíduos perigosos, que demanda algum cuidado maior para a disposição no ambiente. Em contrapartida, possui custo relativamente elevado associado à aquisição de reagentes, colunas e consumíveis, que são importados de outros países, e a manutenção do equipamento, o que se reflete no preço final da análise. Também há necessidade de moagem da amostra para passar em malha de 0,149 mm, o que demanda do laboratório uma nova rotina no preparo de amostras de solo.

Outros métodos, muitas vezes calibrados a partir do método referência por combustão seca, têm sido desenvolvidos e aprimorados no sentido de quantificar o C orgânico total na amostra de solo, com custos mais acessíveis e de fácil operacionalização. Alguns métodos e equipamentos estão disponíveis

e a adoção mais ampla dos laboratórios será inevitável num futuro próximo, que incluem: Laser-Induced Breakdown Spectroscopy (LIBS) ou espectroscopia de emissão óptica com plasma induzida por laser; Near Infrared Spectroscopy (NIRS) ou espectroscopia de infravermelho próximo; Inelastic Neutron Scattering (INS) ou dispersão inelástica neutrônica e Sensoriamento Remoto (SR, indiretamente) (Nicolodelli et al., 2014; Beltrame et al., 2016; Allo et al., 2020; Smith et al., 2020; Villas-Boas et al., 2020). Muitos desses métodos espectroscópicos ou sensores serão embarcados em máquinas agrícolas, para avaliar no solo o teor de C em tempo real.

O carbono pode ser expresso como teor ou concentração no solo (mg g^{-1}, g 100 g^{-1} ou %, g kg^{-1}) e em termos quantitativos por unidade de área, para uma determinada camada ou profundidade do solo, o que é conhecido como estoque de C (g m^{-2}, kg m^{-2}, kg ha^{-1}, t ha^{-1}). Contudo, na rotina de análise para fins de avaliação da fertilidade do solo, o que se apresenta é o teor de MOS, obtido a partir do teor de C e a multiplicação pelo fator 1,72 (ver item 1).

Ao se calcular o estoque de C no solo, fundamental em diversas pesquisas com foco agronômico-ambiental e para fins de creditação e precificação no mercado de carbono, que se estrutura a passos largos no País, os valores apresentados espacializados referem-se ao elemento carbono. Esses valores absolutos adquirem especial importância nas estimativas de sequestro de C, balanços de C e avaliação do impacto do uso da terra e das práticas de manejo e de sistemas de cultivo nos estoques de C presentes no sistema solo-planta. Para o cálculo do estoque, por camada de solo, é preciso considerar os fatores descritos na Equação 2 e os efeitos de sistemas contrastantes de manejo do solo e sistemas de cultivo sobre o C armazenado no solo, como se segue (Veldkamp, 1994; Ellert; Bettany, 1995):

$$\text{Estoque C (kg m}^{-2}\text{)} = \text{teor C (\%)} \times \text{densidade (g cm}^{-3}\text{)} \times \text{profundidade (cm)} \qquad \textbf{(Equação 2)}$$

As escolhas do método de determinação e expressão dos teores ou estoques de C no solo são importantes. Outros aspectos de grande importância são a coleta e preparo das amostras e o número de amostras a serem coletadas no campo, uma vez que existe uma variabilidade espacial do teor de C no solo. O número de amostras e a densidade amostral são regulados pela variabilidade espacial e distribuição no perfil de solo dos teores de carbono, havendo mais variação nos teores de C nas camadas superficiais do que nas de subsolo, dado que os efeitos dos sistemas de cultivos sobre o C estocado no solo são mais evidentes nas camadas superficiais de solo.

Funções da matéria orgânica no sistema solo-planta

A capacidade de reter e trocar íons no solo e de tamponar a acidez, bem como a concentração de nutrientes na solução e no solo, são fortemente influenciadas pelo conteúdo, natureza química e bioatividade da MOS. A interação da fração orgânica com macro e micronutrientes, metais pesados, pesticidas, minerais de argila e óxidos controla o grau de fertilidade do solo ("status químico") e a eficiência de uso e biodisponibilidade de diversos insumos agrícolas. Além disso, a interação de moléculas orgânicas com os minerais presentes no solo influencia desde a formação e diferenciação de horizontes, até as propriedades biológicas, químicas e físicas do solo. De fato, a MOS é fonte de nutrientes, interage com diferentes minerais do solo e age como condicionadora de diferentes propriedades do solo (Cerri et al., 2022).

Capacidade de troca de cátions

A CTC do húmus é a quantidade de cátions trocáveis que um solo é capaz de adsorver por unidade de massa de húmus, a um determinado pH. É expressa em $cmol_c\ kg^{-1}$, ou seja, em função da quantidade de moles de carga protônica dissociável por massa de húmus, determinada pela titulação do excesso de um cátion índice (geralmente o Ba^{2+}). Uma definição mais técnica esclarece que a CTC indica a quantidade de cátions que o solo é capaz de reter e repor em razão estequiométrica com o equivalente de outros cátions, ou seja, é função da densidade de cargas (-) que são geradas na superfície de coloides do solo, notadamente nos coloides orgânicos associados às substâncias húmicas. As substâncias húmicas possuem elevada CTC, que varia de 100 (humina) a 1.400 $cmol_c\ kg^{-1}$, com maior densidade de cargas no ácido fúlvico (Stevenson, 1994). A título de comparação, os valores de CTC de minerais que podem estar presentes no solo são: vermiculita de 100 – 150 $cmol_c\ kg^{-1}$; esmectita de 80 – 120 $cmol_c\ kg^{-1}$, óxidos de Fe e Al e caulinita de 3 - 15 $cmol_c\ kg^{-1}$ (Fassbender; Bornemisza, 1987)

A dissociação de prótons dos grupos RCOOH começa a partir de valores de pH da solução do solo iguais ou superiores a 3,0, gerando cargas negativas, que aumentam à medida que o pH aumenta, atingindo o máximo potencial de dissociação a partir de pH 9,0, quando é mais acentuada a dissociação de OH de grupos fenólicos, muito embora a calagem não seja indicação para valores tão elevados de pH do solo. Percebe-se, portanto, que a densidade de cargas dos coloides orgânicos é variável, ou seja, depende das condições do meio, com destaque para o pH do solo (Stevenson, 1994). Diferentes grupamentos, à semelhança dos grupos COOH e OH fenólicos, dissociam também a diferentes valores de pH, mas no caso dos coloides orgânicos é pouco provável que possa

haver carga líquida positiva, pois, a baixos valores de pH, ocorre a geração de cargas de superfície negativas. No caso de minerais 1:1 e de óxidos e hidróxidos de Fe e Al, há possibilidade de balanço de cargas positivas, ou seja, que a CTA seja maior que a CTC, a valores de pH normalmente encontrados em solos tropicais usados na agricultura, notadamente nos mais ácidos com pH entre 4,5 e 6,5. Nesta situação os grupamentos silanol, aluminol e Fe-OH possuem ponto de carga zero (PCZ), invariavelmente, acima do pH da maioria dos solos, por isso, podem ser desenvolvidas cargas positivas nas superfícies de coloides inorgânicos de solos tropicais (Fontes et al., 2001). No caso de minerais 2:1, como a vermiculita, as cargas não dependem das condições do meio e tem origem interna (substituição isomórfica) no mineral, havendo predominância de cargas negativas nesses coloides por ocasião da gênese do solo. Mesmo assim, os valores de cargas negativas ou CTC são inferiores aos do húmus para uma mesma unidade de massa.

Solos desenvolvidos em ambientes tropicais são muito intemperizados e há predomínio na fração reativa do solo (fração silte + argila) de minerais de argila 1:1, principalmente caulinita, e/ou óxidos e hidróxidos de Fe e Al, que não conferem boa CTC. Em muitos desses solos, a MOS responde por cerca de 56 a 91% da CTC total (Raij, 1969).

Ciclagem de nutrientes

Uma vez que no processo de decomposição há a transformação de formas orgânicas em formas minerais iônicas dos elementos, a MOS tem papel fundamental na ciclagem de nutrientes. A oxidação biológica enzimática de compostos orgânicos contendo carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre resulta em CO_2, NO_3^- e NH_4^+, PO_4^{3-} e SO_4^{2-}, respectivamente. Estes últimos são passíveis de absorção pelas plantas e/ou imobilização pelos microrganismos do solo.

Na sequência são apresentados alguns aspectos sobre a ciclagem de N, P e S a partir da MOS e interação com micronutrientes.

Nitrogênio - O N ocupa uma posição de destaque entre os elementos essenciais ao desenvolvimento das plantas. Apesar de poder ser encontrado em elevada quantidade na camada arável do solo (1-5 t ha^{-1} de N total), sua disponibilidade frente à demanda pelas culturas o coloca como um dos principais limitantes à produção agrícola competitiva. A baixa disponibilidade ocorre porque cerca de 95% do N total presente no solo se encontra associado à matéria orgânica, que precisa ser mineralizada, para que o N fique disponível às plantas. O N do solo pode estar associado a compostos proteicos e aminoácidos, que são mais suscetíveis à mineralização do que o N associado a material humificado do solo (Stevenson, 1986; Cerri et al., 2022).

Fósforo - Os teores de P do solo dependem inicialmente do material de origem, mas a sua disponibilidade para os organismos vivos (forma lábil) é controlada pelos processos biogeoquímicos. Em ecossistema com solo jovem, ou seja, pouco intemperizados, o P é encontrado, predominantemente, em minerais primários, como a fluorapatita. Nos solos moderadamente intemperizados, a maior parte do P está sob formas orgânicas, adsorvido fracamente aos minerais secundários. Em solos altamente intemperizados, predominam as formas inorgânicas ligadas com alta energia à fração mineral e às formas orgânicas estabilizadas física e quimicamente. Portanto, o aumento do grau de intemperismo implica na fixação do P na fração mineral do solo, por meio de ligação de alta energia e baixa reversibilidade (ou irreversível). A liberação gradual de P a partir da mineralização de formas orgânicas pode garantir o suprimento, ao menos parcial, desse elemento durante o ciclo da cultura, uma vez que na maioria das culturas anuais o fertilizante fosfatado é aplicado no plantio. A MOS também pode reduzir a fixação do P na fração mineral em função da competição de compostos orgânicos solúveis pelos sítios de fixação na superfície das argilas ou óxidos e hidróxidos; e do revestimento da superfície da argila pela matéria orgânica, considerando o balanço negativo de cargas do húmus.

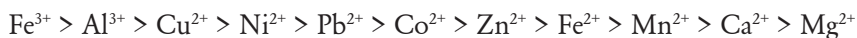
Enxofre - O S é descrito por diversos autores como o macronutriente de planta que se tem dedicado menos atenção. Isso se deve às respostas esporádicas às aplicações desse nutriente (na forma mineral), em locais específicos e para apenas algumas culturas agrícolas. A disponibilidade e dinâmica do S move lado a lado com a do N, uma vez que os compostos nitrogenados proteicos e aminoácidos são as formas orgânicas mais representativas de ambos os nutrientes no solo. Dessa forma, há disponibilização de S na mineralização da MOS e sistemas com maior acúmulo de MOS podem se beneficiar da maior disponibilidade desse nutriente às culturas.

Micronutrientes – Os micronutrientes são importantes para as plantas, pois o boro age no transporte de carboidratos, coordenação com fenóis; o cloro na fotossíntese; o cobre em enzimas e fotossíntese; o ferro como grupo ativo em enzimas e em transportadores de elétrons; o manganês na fotossíntese e no metabolismo do ácido carboxílico; o molibdênio na fixação de N_2 e na redução do nitrato; e o zinco nas enzimas. Geralmente, esses elementos apresentam baixa disponibilidade no solo. Existem evidências de que agentes complexantes, como os compostos bioquímicos definidos e SHs, podem desempenhar papel proeminente na dissolução de micronutrientes e no transporte destes para as raízes das plantas, com aumento da sua disponibilidade.

Reação de ligantes orgânicos com íons metálicos

A reação dos grupos funcionais da MOS com cátions metálicos na solução do solo é a base química da fertilidade do solo, fundamenta nos teores da MOS. A CTC, devida à MOS, depende do pH, pois a dissociação de prótons presentes nos grupamentos funcionais ocorre em diferentes valores de pH.

Cátions metálicos como Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cu^{2+}, Zn^{2+}, Mn^{2+} e K^{+}, entre outros presentes na solução do solo, são essenciais para o crescimento das plantas, podendo ser trocados por H^{+} e por outros cátions retidos no húmus. Da mesma forma, o comportamento químico de metais pesados está relacionado à formação de complexos com a MOS. A ordem de afinidade dos cátions pelos sítios de carga negativa na MOS depende de diferentes fatores, como o grau de polarização do cátion (determinado pela relação entre a valência e o raio iônico), o número de coordenação e a eletronegatividade. Geralmente, a afinidade da complexação de cátions segue a ordem (Stevenson, 1994):

$$Fe^{3+} > Al^{3+} > Cu^{2+} > Ni^{2+} > Pb^{2+} > Co^{2+} > Zn^{2+} > Fe^{2+} > Mn^{2+} > Ca^{2+} > Mg^{2+}$$

Complexos são considerados como ligações mais fracas do que quelatos. Nos complexos há a formação de ligação coordenada com um único grupo doador. Quelatos são vistos como ligações mais fortes, pois há a formação de uma estrutura cíclica (anel). De acordo com Tan (2003), a formação de complexos em SHs ocorre, principalmente, em baixos valores de pH ($pH \approx 3,0$; para grupamento COOH), enquanto quelatos predominam sob valores mais elevados de pH ($pH \approx 9,0$, para grupamento OH fenólico). Em termos práticos, a importância das reações de complexação da MOS com cátions é expressa pelo aumento na solubilidade e no transporte de cátions com a formação de complexos solúveis. A diminuição da concentração de metais pesados na solução do solo com a formação de complexos e quelatos demonstra o papel da MOS na atenuação da toxidez de metais pesados.

Atributos físico-hídricos do solo

A MOS atua ativamente no complexo de troca do solo, regula a disponibilidade de nutrientes e de elementos potencialmente tóxicos, além de alterar, de forma importante, os atributos físico-hídricos do solo como agregação, cor, densidade aparente, taxa de infiltração e retenção de água. A densidade do solo diminui com o aumento do conteúdo de MOS. Com isso, também aumenta o grau de aeração (Cerri et al., 2022).

A MOS pode reter maior massa de água do que a sua própria massa, o que significa que pequenos incrementos de MOS podem significar ganhos expressivos na quantidade de água disponível para a cultura e também na tolerância a períodos de estresse hídrico. Tanto a maior retenção e disponibilidade de água no solo, em função do conteúdo orgânico, quanto a menor densidade, que permite o aprofundamento do sistema radicular, favorecem a capacidade da cultura em superar períodos secos, com menor comprometimento da colheita.

A agregação do solo é outro aspecto muito influenciado pela MOS. Agregados são conglomerados formados por minerais do solo (partículas de argila, areia fina e silte), resíduos vegetais e microbianos e matéria orgânica amorfa fortemente ligada à argila. As principais funções dos agregados são: manter a porosidade que provê taxas de aeração e infiltração de água que são favoráveis ao crescimento microbiano e de plantas; aumentar a estabilidade estrutural em relação às erosões eólica e hídrica; e estocar carbono ao proteger a matéria orgânica da decomposição microbiana (Cerri et al., 2022).

Na formação de agregados ocorrem processos de interação biológica, química e física. Os processos físico-químicos são mais associados à argila. Já os processos biológicos são mais associados aos organismos do solo. Em solos de textura arenosa, os processos biológicos são fundamentais. As possíveis maneiras de formação dos agregados envolvem: (i) hifas fúngicas que podem dar início a formação de agregados; (ii) ligações de partículas minerais a polímeros orgânicos; (iii) formação de pontes entre partículas de argila por cátion; (iv) formação de pontes entre matéria orgânica e argila por cátions polivalentes; e (v) processos bioquímicos por meio de adesão de polissacarídeos e glomalina.

Os polissacarídeos são excretados pelas raízes e hifas e funcionam como cimentante. A glomalina é uma glicoproteína produzida por fungos micorrízicos sendo encontrada em solos sob cultivo e vegetação nativa e protege o local contra a perda de nutrientes. Dessa maneira, tanto a glomalina como a estabilidade de agregados são usados para quantificar mudanças ocorridas no solo em transição de cultivo convencional para o sistema plantio direto, em um curto período, de 1 a 3 anos. Na glomalina se ligam aos minerais de argila por pontes catiônicas estabelecidas pelo ferro, conferindo maior estabilidade aos agregados; portanto, existe uma relação direta entre quantidade de glomalina, estrutura, grau de agregação e teor de C do solo (Nautiyal et al., 2019).

Considerações finais

A matéria orgânica do solo varia quanto ao teor, natureza química, formas, fluxos e dinâmica no sistema solo-planta. Os solos que armazenam mais carbono asseguram maior eficiência no uso de água e nutrientes pelas plantas,

portanto, são mais produtivos. O solo produtivo é aquele que é fértil e possui, em níveis adequados, os outros fatores que asseguram pleno crescimento e desenvolvimento das plantas. A presença de MO em solos tropicais, mesmo que em teores baixos ou médios, assegura melhoria em atributos químicos, físico-hídricos e biológicos, além de atuar no equilíbrio global do C na atmosfera, plantas e oceano. São vários os compartimentos e formas de C presentes no solo, desde compostos orgânicos mais lábeis, até classe de compostos menos suscetíveis à decomposição, como as substâncias húmicas (Cerri et al., 2022).

Os teores de C no solo variam em função do clima, da vegetação, da atividade e diversidade de decompositores, da rocha de origem (textura do solo) e do tempo de formação do solo. O clima e a vegetação têm papel mais relevante do que os outros fatores de formação do solo na determinação do conteúdo e da distribuição do C no perfil do solo (Stevenson, 1994). Há variações espaciais nos teores de C ou de matéria orgânica do solo, tão importantes para compreensão quanto as variações nos teores de C ao longo do tempo, notadamente em áreas cultivadas.

As variações espaciais condicionam os procedimentos para geração de mapas com manchas de teores de C no solo. Por outro lado, a variação temporal é fundamental para acompanhar o efeito do manejo ou da mudança de uso da terra no teor de matéria orgânica do solo, de forma a aferir, pelo menos empiricamente, a sustentabilidade da produção e, objetivamente, o crédito de N associado à matéria orgânica e o sequestro de C no solo. Por isso tudo, torna-se importante conhecer os fatores que influenciam ou determinam os teores e estoques de matéria orgânica do solo em sistemas naturais e sob cultivo.

Destaque tem que ser dado às substâncias húmicas que, por representarem o maior compartimento de C no solo, são mais estáveis quimicamente e apresentam maior tempo médio de residência no ambiente. Além disso, determinam os estoques e natureza química da matéria orgânica do solo. As substâncias húmicas constituem a principal matriz de geração de cargas negativas em solos tropicais; por isso, asseguram a capacidade dos solos tropicais em adsorver cátions, regula a disponibilidade dos nutrientes e elementos potencialmente tóxicos, tampona a reação do solo e assegura o desenvolvimento e a produção adequada das espécies cultivadas. Nos sistemas de manejo do solo mais conservacionistas, além do C estável associado às substâncias húmicas, há *pools* de matéria orgânica lábeis, que asseguram uma biota mais ativa no solo, com todos os efeitos positivos que isso possa representar.

O momento atual demanda novos conhecimentos sobre o manejo do solo, seleção e adoção de práticas agrícolas que assegurem ganhos (sequestro) de C no solo, para que a matéria orgânica assegure a sustentabilidade da produção

agrícola na paisagem tropical. Para que isso ocorra, é preciso entender a base conceitual que explica o ciclo, dinâmica, compartimentos e fluxos de C no sistema solo-planta. Acima de tudo, o monitoramento do teor e a natureza química da MO asseguram melhor a qualidade e a saúde do solo e, consequentemente, a qualidade ambiental.

Referências

BALDOCK, J. A.; NELSON, P. N. Soil organic matter. In: SUMNER, M. E. (ed.). **Handbook of soil science**. Boca Raton: CRC Press, 2000. p. 25-84.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The nature and properties of soils**. 14 ed. New Jersey: Prentice Hall, 2008. p. 965.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos**. Brasília, DF: Mapa/SDA, 2017.

CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; RAIJ, B. van. Determinação da matéria orgânica. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C.; CANATARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química pra a avaliação da fertilidade de solos tropicais.** Campinas: IAC, 2001. p. 173-180.

CERRI, C. C. **Dinâmica da matéria orgânica no agrossistema cana-de-açúcar.** 1986. 197 f. Tese (Livre Docência) – Piracicaba: USP-Esalq, Piracicaba.

CHERUBIN, M. R.; OLIVEIRA, D. M. S.; FEIGL, B. J.; PIMENTEL, L. G.; LISBOA, I. P.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Crop residue harvest for bioenergy production and its implications on soil functioning and plant growth: a review. **Scientia Agricola**, v. 75, p. 255-272, 2018.

CLAESSEN, M. E. C. **Manual de métodos de análise de solo.** 2 ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1997. 212 p.

DE NOBILI, M.; BRAVO, C.; CHEN, Y. The spontaneous secondary synthesis of soil organic matter components: a critical examination of the soil continuum model theory. **Applied Soil Ecology**, v. 154, 103655, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103655.

FASSBENDER, H. W.; BORNEMISZA, E. **Química de suelos con énfais en suelos de América Latina**. San José: Servicio Editorial IICA, 1987. 420 p.

FONTES, M. P. F.; CAMARGO, O. A. D.; SPOSITO, G. Eletroquímica das partículas coloidais e sua relação com a mineralogia de solos altamente intemperizados. **Scientia Agricola**, v. 58, p. 627-646, 2001. DOI: https://doi.org/10.1590/S0103-90162001000300029.

HAYES, M. H. B.; SWIFT, R. S. Vindication of humic substances as a key component of organic matter in soil and water. **Advances in Agronomy**, v. 163, p. 1-37, 2020. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/bs.agron.2020.05.001.

HATCHER, P. G.; SPIKER, E. C. Selective degradation of plant biomolecules. In: FRIMMEL, F. H.; CHRISTMAN, R. F. (ed.). **Humic substances and their role in the environment**. New York: John Wiley & Sons, 1988. p. 59-74.

HEDGES, J. I. **Polymerization of humic substances in natural environments**. In: FRIMMEL, F. H.; CHRISTMAN, R. F. (ed.). Humic substances and their role in the environment. New York: John Wiley & Sons, 1988. p. 45-58.

KLEBER, M.; LEHMANN, J. Humic substances extracted by alkali are invalid proxies for the dynamics and functions of organic matter in terrestrial and aquatic ecosystems. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, p. 207-216, 2019. DOI: https://doi.org/10.2134/jeq2019.01.0036.

KÖGEL-KNABNER, I. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 34, p. 139-162, 2002. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.08.011 0038-0717.

LEHMANN, J.; KLEBER, M. The contentious nature of soil organic matter. **Nature**, v. 528, p. 60-68, 2015. DOI: https://doi.org/10.1038/nature16069.

MEBIUS, L. J. A rapid method for the determination of organic carbon in soil. **Analytica Chimica Acta**, v. 22, p. 120-124, 1960.

NAUTIYAL, P.; RAJPUT, R.; PANDEY, D.; ARUNACHALAM, K.; ARUNACHALAM, A. Role of glomalin in soil carbon storage and its variation across land uses in temperate Himalayan regime. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, v. 21, 101311, 2019.

OLK, D. C.; BLOOM, P. R.; PERDUE, E. M.; CHEN, Y.; MCKNIGT, D. M.; FARENHROST, A.; SENESI, N.; CHIN, Y.-P.; SCHMITT-KOPLIN, P.; HERTKORN, N.; HARIR, M. Environmental and agricultural relevance of humic fractions extracted by alkali from soils and natural waters. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, p. 217-232, 2019.

OLIVEIRA, D. M. S.; SCHELLEKENS, J.; CERRI, C. E. P. Molecular characterization of soil organic matter from native vegetation-pasture-sugarcane transitions in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 548-549, p. 450-462, 2016.

ORLOV. D. S. Humic substances of soils and general theory of humification. London: CRC Press, 1995. 266 p. DOI: https://doi.org/10.1201/9781003079460.

PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances. **Soil Science**, v. 166, p. 810-832, 2001. DOI: https://doi.org/10.1097/00010694-200111000-00007.

PERMINOVA, I. V.; GARCÍA-MINA, J. M.; KNICKER, H.; MIANO, T. Humic substances and nature-like Technologies. **Journal of Soils and Sediments**, v. 19, p. 2663-2664, 2019. DOI: https://doi.org/10.1007/s11368-019-02330-6.

PRIBYL, D. W. A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. **Geoderma**, v. 156, p. 75-83, 2010. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.02.003

RAIJ, B. V. A capacidade de troca de cátions das frações orgânica e mineral em solos. **Bragantia**, v. 28, p. 85-112, 1969.

SATO, J. H.; FIGUEIREDO, C. C.; MARCHÃO, R. L.; MADARI, B. E.; BENEDITO, L. E. C.; BUSATO, J. G.; SOUZA, D. M. Methods of soil carbon determination in brazilian savannah soils. **Scientia Agricola**, v. 71, p. 302-308, 2014. DOI: https://doi.org/10.1590/0103-9016-2013-0306.

SCHULTEN, H.-R.; SCHNITZER, M. The chemistry of soil organic nitrogen - a review. **Biology and Fertility of Soils**, v. 26, p. 1-15, 1997. DOI: 10.1007/s003740050335.

SUTTON, R.; SPOSITO, G. Molecular structure in soil humic substances: the new view. **Environmental Science and Technology**, v. 39, p. 9009-9015, 2005. DOI: http://dx.doi.org/10.1021/es050778q.

STEVENSON, F. J. **Cycles of soil - carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients**. New York: John Wiley & Sons, 1986. 380 p.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry:** genesis, composition, reactions. 2nd ed. New York: John Wiley 1994.

TAN, K. H. **Humic matter in soil and the environment**: principles and controversies. Boca Raton: CRC Press, 2003. 408 p. DOI: https://doi.org/10.1201/9780203912546.

WALLERIUS, J. G. **Minéralogie ou description génárale des substances du règne animal**. Paris: Durand Pissot, 1753. 569 p.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the cromic acid titration method. **Soil Science**, v. 37, p. 29-38, 1934.

WAKSMAN, S. A. **Humus, origin, chemical composition and importance in nature**. London: Bailliere, Tindall and Cox, 1936.

Capítulo 2

Matéria orgânica e a fertilidade do solo

Carlos Alberto Silva

Introdução

A matéria orgânica interage com os componentes do solo, regula a disponibilidade de nutrientes, tampona a acidez, diminui a toxidez de Al e de metais pesados, controla o teor de água e o aporte de nutrientes em função do aporte de palhas e de resíduos orgânicos, além de otimizar processos naturais de aporte de nutrientes, como o de fixação de N_2 (Stevenson, 1994; Fageria, 2012; Johnston et al., 2009). Além disso, a matéria orgânica é substrato e fonte de energia e nutrientes para a biota do solo. Por isso, regula a atividade e diversidade microbianas, determinando no solo as taxas de diversos processos (hidrólise da ureia, nitrificação, mineralização, denitrificação, humificação, solubilização, complexação e outros) mediados pelos microrganismos e por seus complexos enzimáticos (Baldock; Nelson, 2000, Stevenson; Cole, 2008; Fageria, 2012).

A intensidade da interação dos compostos orgânicos com os componentes e fases (líquida, sólida, gasosa e viva) do solo, e com as plantas (raiz e rizosfera) é determinada pelo teor, *pools* e natureza química das classes de compostos orgânicos presentes no sistema solo-planta (Figura 1). O maior (60% - 80% do C total) *pool* de matéria orgânica no solo é de substâncias húmicas (Weil; Brady, 2016), que são compostos quimicamente estabilizados e menos suscetíveis à decomposição, portanto, moléculas com maior tempo de residência no ambiente. As substâncias húmicas são condicionantes importantes de várias propriedades do solo, como capacidade de troca de cátions (CTC), complexação e transporte de nutrientes, além de atuarem como ativadoras de enzimas na planta e modularem a atividade de transportadores de nutrientes na membrana plasmática, ou seja, regulam vários processos fisiológicos e bioquímicos envolvidos na absorção de nutrientes pelas plantas (Nardi et al., 2016; Olaetxea et al., 2018; Jindo et al., 2020; Nardi et al., 2021).

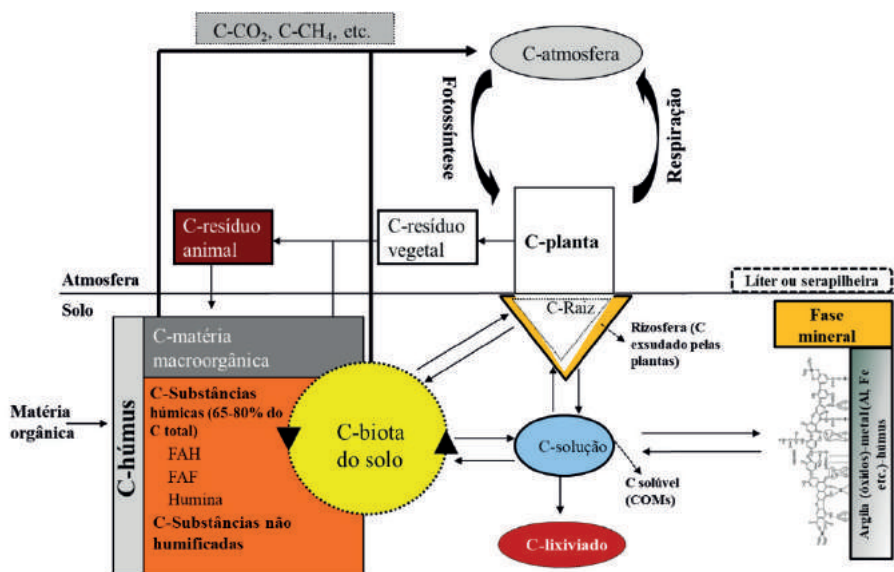



Figura 1. Ciclo, *pools*, formas, fluxos e processos de perda e de aporte de carbono (C) no sistema solo-planta-atmosfera. COMs: complexos organometálicos; FAH: fração ácido húmico; FAF: fração ácido fúlvico.
Fonte: Adaptado de Stevenson (1994) e Stevenson e Cole (2008).

Os *pools* de matéria orgânica lábil são mais suscetíveis à decomposição e potenciais fontes de nutrientes, e englobam o C-biomassa microbiana, C-líter ou serapilheira, C-carboidratos, C-proteínas, C-compostos hidrossolúveis e C-aminoácidos, entre outros, e resíduos das plantas semidecompostos, que ainda contêm energia e nutrientes potencialmente mineralizáveis, denominados de matéria macrorgânica (Stevenson, 1994; Stevenson; Cole, 2008). Na solução do solo, prevalecem compostos orgânicos solúveis, polares, portanto, substâncias ricas em radicais carboxílicos que são capazes de interagir com cátions e promover a complexação de metais (Guppy et al., 2005; Güngör; Bekbölet, 2010; Carmo et al., 2016). Esses compostos orgânicos, pelo menos em parte da estrutura, caracterizam-se por serem polares e solúveis em água; portanto, são mais propensos a serem lixiviados, e podem, como co-íons, carrear cátions básicos para as camadas mais profundas do solo, reduzindo a toxidez de Al, que é complexado no subsolo por ligantes orgânicos (Hue; Licudine, 1999; Miyazawa et al., 2000). A frente de mobilização de cátions básicos em solos ácidos, a elevação do pH e a diminuição da atividade do Al tóxico sobre as plantas, em função do uso de resíduos vegetais em solos ácidos, deve-se à formação de complexos organometálicos ($RCOO_3Al$) e ao papel dos ligantes orgânicos em formarem compostos solúveis com Ca, Mg e K (Miyazawa et al., 1993; Hue; Licudine, 1999; Miyazawa et al., 2000).

Na superfície do solo predominam resíduos de plantas de cobertura e de culturas que protegem o solo contra erosão e retêm e asseguram infiltração mais gradual da água no perfil de solo, que contribuem para a recarga do lençol freático. O teor, a natureza química, a polaridade, massa molar, grau de recalcitrância, caráter aromático, suscetibilidade à decomposição, grau de condensação e estabilidade química determinam a relação bioatividade-estrutura-propriedades-função da matéria orgânica do solo. Além disso, determinam o grau de interação de com coloides orgânicos com a fase sólida, a densidade de cargas nas matrizes e a proteção da estrutura e da própria matéria orgânica aos decompositores do solo (Stevenson, 1994; Baldock; Nelson, 2000; Rose et al., 2014; Olaetxea et al., 2018; García et al., 2019; Nardi et al., 2021). Como há diferenças nos teores, estoques e diversidade de *pools* de matéria orgânica, o grau de interação e as funções desempenhadas pela matéria orgânica variam em função da natureza química e interação das substâncias húmicas com minerais (componentes) do solo (Figura 1).

O teor de C no solo é condicionado pela vegetação, organismos, condição climática, relevo e rocha de origem do solo, sendo impossível generalizar funções similares para a matéria orgânica em função da combinação infinita dos fatores que determinam os teores e os estoques de carbono armazenados no sistema solo-planta (Stevenson, 1994).

A matéria orgânica determina o grau de fertilidade dos solos, notadamente os tropicais que predominam nos principais biomas do Brasil.

No Brasil, invariavelmente, há maior concentração de matéria orgânica nas camadas superficiais de solo, de modo que há redução substancial do grau de fertilidade do solo à medida que se avança para as camadas de subsuperfície. Assim, o grau de fertilidade do solo é definido na camada de aração, que armazena mais C, possui maior capacidade de troca de cátions e tende a ser menos ácida que as camadas de subsolo. Nas regiões mais frias, a profundidade efetiva do sistema radicular se estende a camadas mais profundas de solo, pois, ao longo do perfil, há maior disponibilidade de Ca, pH na faixa ótima para o cultivo de plantas, presença de minerais primários e de argilas do tipo 2:1; tudo isso assegura condições mais adequadas para o crescimento das raízes nas camadas de subsolo. Nas paisagens brasileiras predominam solos cuja fração argila é dominada por minerais de baixa atividade química, com reduzida área de superfície específica e com potencial reduzido para desenvolver cargas em suas superfícies, ou seja, são solos de baixa capacidade de troca de cátions (Alleoni, 2006). Predominam, assim, nos solos brasileiros intemperizados (hidro) óxidos de Fe e de Al, caulinita, na fração argila, e quartzo, na fração areia, minerais que possuem baixa capacidade de troca de cátions, elevado

ponto de carga zero (PCZ) e baixa reserva de nutrientes e minerais primários que, potencialmente, poderiam, ao longo do tempo, atender parte da demanda nutricional das plantas (Alleoni, 2006).

Se a fase mineral de solos tropicais possui baixa reserva de nutrientes e coloides de baixa atividade química, é a fase orgânica que assegura maior capacidade de troca de cátions e adsorção de nutrientes supridos pelos adubos. Ao longo dos últimos 45 anos, resultados a campo demonstraram que é possível construir a fertilidade do solo em função do maior armazenamento de matéria orgânica, adubação, calagem correta e da adoção de práticas conservacionistas de manejo do solo, bem como adoção de sistemas de cultivo que privilegiam o aporte regular de restos vegetais ao solo (Lal, 2007; Resende et al., 2016). Mesmo superficialmente, quando bem manejados, os solos tropicais podem reter mais nutrientes, água, serem menos ácidos e fixarem menos fosfato, em função do maior armazenamento de matéria orgânica (Resende et al., 2016).

A capacidade de troca de cátions de colóides orgânicos supera a de minerais prevalentes na fração argila de solos tropicais; por isso, a matéria orgânica é responsável pela maioria das cargas negativas geradas em solos tropicais, mesmo presente no solo em teores muito menores do que os de argila (Pavan et al., 1999, Raij, 2011). A matéria orgânica interfere em reações e nas taxas de processos de transformação associadas aos ciclos do N, S e, quando o solo é bem manejado, inclui-se P, além de condicionar a disponibilidade e as formas de micronutrientes presentes no sistema solo-planta (Stevenson; Cole, 2008). Os compostos orgânicos regulam a atividade diversidade da biota do solo e os processos intermediados e por seus complexos enzimáticos que atuam regulando processos de solo e a solubilização de fontes nutrientes de baixo valor agronômico.

Predominando como *pool* principal de matéria orgânica no solo, as substâncias húmicas e seus fragmentos de maior bioatividade regulam várias propriedades do solo (Rose et al., 2014) e, diretamente, atuam sobre vários processos fisiológicos e bioquímicos das plantas, por isso, regulam a proliferação de raízes e a nutrição, crescimento e produtividade das culturas (Rose et al., 2014; Olaetxea et al., 2018; Jindo et al., 2020; Nardi et al., 2021). A matéria orgânica e seus *pools*, principalmente os de maior bioatividade, agem diretamente sobre a aquisição de nutrientes, fisiologia e processos bioquímicos da planta, além de controlar diversos processos do solo, como as taxas de hidrólise, solubilização, complexação, dinâmica, espécies químicas e transformações de formas de nutrientes no solo no sistema solo-planta (Stevenson, 1994; Baldock; Nelson, 2000; Stevenson; Cole, 2008; Johnston et al., 2009; Fageria, 2012; Nardi et al., 2021).

É bem verdade que a matéria orgânica tem um papel relevante em modificar as propriedades de solos tropicais, mesmo assim, não se pode prescindir do papel desempenhado pela matéria orgânica em solos mais jovens e ricos em minerais primários (reserva natural de nutrientes no solo), argila do tipo 2:1, plena disponibilidade de cálcio, pH elevado, e mais. Esses solos são menos intemperizados, potencialmente, podem fixar $N\text{-}NH_4^+$ e K^+, mas não adsorvem fosfato de modo específico, a ponto de imobilizar o nutriente, tornando-o, no tempo requerido pelas plantas, menos disponível nos solos tropicais brasileiros. No solo, a matéria orgânica é um reservatório natural de nutrientes que, predominantemente, são absorvidos na forma de ânions, como é o caso do N (nitrato), S (sulfato) e P (fosfato). Assim, práticas que contribuem para aumentar o C no solo, invariavelmente, elevam os teores de N, S e P, pois os ciclos destes nutrientes estão acoplados ao da matéria orgânica. Além disso, as cargas negativas presentes nos coloides orgânicos do solo auxiliam na retenção de cátions (K, Ca, K, Mg e $N\text{-}NH_4^+$), diminuindo a lixiviação. A matéria orgânica do solo tem ainda papel relevante, por armazenar C, interferir nas propriedades físicas do solo, otimizar a retenção de água, de modo que, sem a matéria orgânica, seria maior a lixiviação de íons em solos de regiões temperadas e em solos tropicais (Baldock; Nelson, 2000; Fageria, 2012). Como não há prevalência de cargas positivas sobre as negativas no solo, a matéria orgânica é o reservatório natural de N, P e S, e de outros nutrientes que interagem com ela, como os micronutrientes (Stevenson, 1994; Stevenson; Cole, 2008). Além disso, a maior presença de matéria orgânica no solo determina menor atividade do Al tóxico, o que reduz a necessidade de calagem, ou aumenta o tempo entre uma e outra prática de correção da acidez do solo (Lopes et al., 2004). Associado à matéria orgânica há diversos nutrientes que precisam ser mineralizados antes de serem aproveitados pelas plantas. Esses *pools* de nutrientes associados à matéria orgânica do solo, resíduos, biota e outros compostos orgânicos contribuem para o aumento do crédito de nutrientes para as plantas; por isso, podem reduzir a necessidade de adubação, pois são reservas naturais de nutrientes no sistema solo-planta. A matéria orgânica não é homogênea em sua composição, pois a esta estão associados compostos mais lábeis, como carboidratos e aminoácidos mais simples, até substâncias quimicamente mais estabilizadas, como as substâncias húmicas (Stevenson, 1994). Todas estas frações orgânicas encontradas no solo agem simultaneamente, regulando a disponibilidade de nutrientes e reduzindo a ação negativa de elementos considerados tóxicos, tamponando a acidez e elevando a capacidade de troca de cátions do solo. O manejo e a preservação da matéria orgânica na condição da paisagem tropical é a opção mais viável para se aumentar o grau de fertilidade, dado que o aporte de resíduos orgânicos contribui

para elevar a capacidade do solo tropical, naturalmente, em suprir nutrientes em formas disponíveis às plantas (Stevenson; Cole, 2008; Resende et al., 2016).

Tópicos relacionados ao papel da matéria orgânica em condicionar o grau de fertilidade do solo, com ênfase na interação da matéria orgânica com nutrientes, elementos tóxicos e processos típicos de solos tropicais muito intemperizados, como a fixação de fosfato, são discutidos neste capítulo. São discutidos assuntos relacionados ao papel da matéria orgânica em tamponar a acidez, reduzir a toxidez do Al, suprir e armazenar nutrientes, modificar a química e as formas de P no solo, e de atuar como matriz que contribui para aumentar o crédito de nutrientes no sistema solo-planta, notadamente de N. Além disso, são apresentados aspectos relacionados à complexação de micronutrientes por ligantes orgânicos, e de P em complexos húmico-metálicos, além de ser discutido o papel das substâncias húmicas – principal *pool* de matéria orgânica do solo – em estimular a proliferação de raízes, promover a absorção de nutrientes, além de aumentar o crescimento e a produtividade das culturas. Como a matéria orgânica interfere em várias propriedades e processos que asseguram maior grau de fertilidade do solo, ênfase será dada ao seu papel em aumentar a eficiência de uso de água e nutrientes pelas plantas. São elencadas as principais práticas de manejo do solo e os sistemas de cultivo que asseguram maior estoque de C no solo e as condições em que a adubação orgânica e o uso de fertilizantes orgânicos e organominerais, composto, estercos, biocarvão e substâncias húmicas são requeridos para elevar a produtividade das culturas em ambientes em que há limitações climáticas, tipo de solo, cobertura vegetal, entre outros, para aumentar o carbono armazenado no solo.

Matéria orgânica e a disponibilidade de nutrientes

A nutrição, crescimento e produtividade das culturas são reguladas pela disponibilidade de nutrientes no solo, e o solo fértil é aquele capaz de suprir, de modo equilibrado, todos os nutrientes requeridos pelas plantas, ao mesmo tempo em que restringe a absorção de elementos tóxicos (Raij, 2011). A planta absorve somente uma fração do teor total de nutrientes do solo, o nutriente na forma disponível, isto é, aquela fração presente no solo em formas que podem ser prontamente adquiridas pelas plantas (Bissani et al., 2004). Para ilustrar este conceito de nutriente disponível, nada melhor que entender os teores e as espécies químicas de P características dos solos que predominam na paisagem brasileira. Os teores de P total em solos de cerrado variam de 150 – 4.700 (média de 700 mg kg^{-1}) (Resende et al., 2002), ao passo que 92% dos solos muito intemperizados do cerrado não possuem P disponível maior que 2 mg kg^{-1}, um nível considerado muito limitante ao crescimento das plantas (Lopes; Guilherme, 2016).

Os estoques de P total nos solos do Brasil são elevados, mas a concentração de P disponível não atende o requerimento nutricional da maioria das culturas. No caso do N, cerca de 96% do total encontra-se no solo na forma orgânica, e de 2% - 4% do N total na forma de N mineral, amônio e nitrato, que são as formas de N absorvidas pelas culturas (Stevenson; Cole, 2008). Na maioria dos solos, anualmente, menos de 5% do N orgânico é mineralizado, ou seja, convertido a N mineral, o que não é suficiente para atender a quantidade de N demandada pelas culturas de alta produtividade, mesmo nos solos ricos em matéria orgânica. Pelo que foi exposto, na paisagem brasileira, quase sempre, é preciso utilizar fertilizantes minerais para complementar as quantidades de N e P supridas pelo solo e adubar adequadamente as plantas. Os macronutrientes são requeridos em grandes quantidades pelas plantas e, normalmente, estão presentes nos tecidos das plantas em teores maiores que 0,1%. Os micronutrientes, em geral, estão presentes nas folhas das culturas em concentrações (que não ultrapassam 100 mg kg^{-1}), mesmo assim, em função da lei do mínimo, não possuem papel menor do que os macronutrientes na nutrição das plantas.

Além dos nutrientes, há outros elementos químicos no solo que não são exigidos pelas plantas, mas podem interferir na dinâmica, solubilidade e formas de nutrientes, a ponto de restringirem a nutrição das culturas. O Al é um caso típico do elemento que prejudica o crescimento das plantas, principalmente das raízes; imobiliza e precipita o P solúvel, reage com o sulfato e inibe a absorção de K^+, $N\text{-}NH_4^+$, Ca^{2+}, Mg^{2+}, entre outros. Em função disso, a disponibilidade de Al precisa ser reduzida ao máximo, notadamente para culturas pouco tolerantes à acidez (Sousa et al., 2005), como a alfafa, uva e algodão.

De posse destes conceitos, é necessário entender o papel que a matéria orgânica tem em aumentar a disponibilidade de nutrientes no solo, ao mesmo tempo que contribui para neutralizar os elementos considerados tóxicos, como o Al e metais pesados. A disponibilidade de nutrientes é regulada pelas quantidades de nutrientes que há nas fases sólida (fator quantidade=Q) e líquida (fator de intensidade=I) do solo, por conseguinte, pela razão dos fatores Q e I (Novais; Smyth, 1999). A planta controla a disponibilidade de nutrientes em função da proliferação, morfologia e profundidade no solo do sistema radicular. A área de superfície e a exsudação de compostos orgânicos, e as condições específicas de pH, condutividade elétrica e concentração de nutrientes, atividade de microrganismos, dentre outros, são fatores que controlam as quantidades de nutrientes absorvidas pelas plantas e aquelas transportadas da solução até a superfície das raízes (Rengel; Marschner, 2005; Raij, 2011).

O fator transporte, invariavelmente, é controlado pelo teor de água no solo, teor do nutriente na solução do solo (fator I) e pela capacidade de transpiração das culturas implantadas para os nutrientes que se movem no solo por fluxo de massa (Bissani et al., 2004). Os parâmetros cinéticos ligados à absorção de nutrientes pelas plantas são outros fatores que regulam a disponibilidade de nutrientes (Rengel; Marschner, 2005). Outros processos como lixiviação, erosão, decomposição da matéria orgânica, e mais, também regulam a quantidade de nutriente que será absorvida pelas plantas. Todos os processos anteriormente mencionados são, de algum modo, controlados pelos teores e *pools* de matéria orgânica presentes no sistema solo-planta (Figura 1). Além disso, frações húmicas bioativas estimulam o crescimento de raízes e a aquisição de nutrientes, principalmente nos solos ácidos, alcalinos (pH > 7,5) e nos ambientes em que é elevada a concentração de sais e metais pesados na solução do solo (Rose et al., 2014; Nardi et al., 2016; Zanin et al., 2019; Jindo et al., 2020).

Nos solos tropicais os maiores estoques de N, P e S estão associados com a matéria orgânica. Predominam na fase inorgânica de solos tropicais minerais secundários, como a caulinita, e (hidro) óxidos de Fe (hematita, goethita e ferridrita entre outros) e de Al (gibbsita), coloides de baixa atividade química e com baixa capacidade de liberar nutrientes às plantas (Alleoni, 2006). Além de ser um reservatório de N, P e S, só para citar alguns nutrientes, a matéria orgânica condiciona a matriz em que se desenvolve a maioria das cargas negativas que são geradas em solos tropicais (Pavan et al., 1985; Araújo-Junior et al., 2011). Há uma relação direta entre CTC a pH 7 e teor de matéria orgânica em solos tropicais (Pavan et al., 1985; Raij, 2011), sendo menos frequentes os desequilíbrios nutricionais em solos em que há maior armazenamento de matéria orgânica. No diagrama mostrado na Figura 1, são apresentados o ciclo, formas, fluxos e transformações do carbono no sistemas solo-planta-ar. Cada uma das interações dos *pools* de matéria orgânica com nutrientes e de elementos tóxicos e com as plantas, biota do solo, e suas influências sobres as propriedades e processos do solo serão discutidas a seguir.

Nitrogênio

A matéria orgânica é fonte de N para as plantas, e o maior armazenamento de C no solo eleva o teor de N orgânico potencialmente mineralizável (Fageria, 2012). O N possui dinâmica acentuada e formas variadas no solo que estão sujeitas a várias transformações, o que pode levar a perdas ou aumentar o aporte de N no sistema solo-planta (Figura 2). A matéria orgânica controla a concentração de urease, e regula a volatilização de amônia, mineralização, imobilização, nitrificação e denitrificação; por

isso, controla a disponibilidade e as perdas de forma sólidas e voláteis de N no sistema solo-planta-ar (Stevenson, 1994; Stevenson; Cole, 2008; Fageria, 2012). O maior armazenamento de matéria orgânica, as plantas de cobertura, o sistema de preparo do solo e a adubação nitrogenada asseguram maior estoque de N, notadamente nas camadas superficiais do solo (Lovato, 2001; Mielniczuk et al., 2003), e o N orgânico, depois de mineralizado, pode ser absorvido pelas plantas.

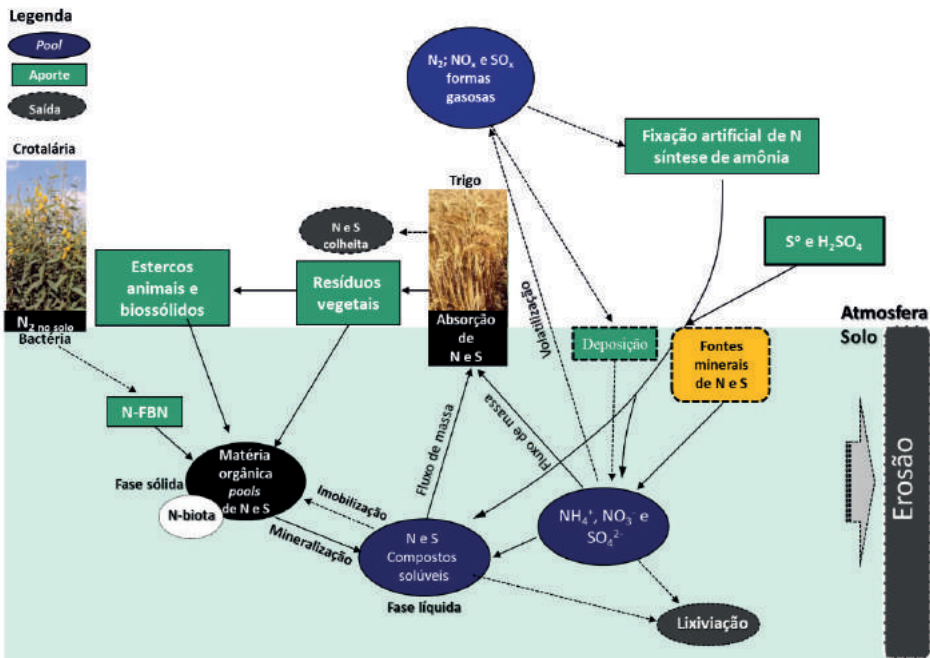



Figura 2. Ciclo, *pools*, formas, fluxos e processos de perda e processos de transformação do nitrogênio (N) e enxofre (S) no sistema solo-planta-atmosfera.

Fonte: Adaptado de International Plant Nutrition Institute - IPNI, Stevenson (1994) e Stevenson e Cole (2008).

Em solos mais ricos em matéria orgânica é preciso controlar a taxa de hidrólise da ureia, pois há maior concentração de urease na matéria orgânica do solo e nos restos vegetais (Santos; Camargo, 1999), e esta enzima catalisa a conversão de N-amídico em CO_2 e N-amônia. Nas camadas superficiais de solo sob sistemas conservacionistas, há maior armazenamento de N, pois, à medida que se aumenta o C no solo, proporcionalmente, armazena-se mais N em áreas de sistema plantio direto, integração lavoura-pecuária-floresta e pastagens recuperadas do que em solos degradados ou sob monocultivo.

O aumento da matéria orgânica implica em mais créditos de N no sistema solo-planta, pois, naturalmente, a matéria orgânica nativa do solo e os resíduos vegetais que remanescem no solo cultivado liberam N, conferindo ao solo maior capacidade de suprir parte ou totalmente o N requerido pelas culturas. Com esse conhecimento, as tabelas mais modernas de definição de dose de N-fertilizante consideram, além da produtividade esperada, os créditos de N da matéria orgânica, imobilização-mineralização de N, a planta de cobertura, esquema de rotação e a eficiência de uso de N pelas plantas nos solos sob diferentes esquemas de rotação de culturas (Fontoura; Bayer, 2009).

Os dados disponíveis na Tabela 1 ilustram a definição de dose de adubo nitrogenado para o milho em função dos teores de matéria orgânica e da rotação de culturas que antecedem o plantio de milho (Fontoura; Bayer, 2009). Um cuidado adicional ao se considerar os créditos de N no solo é ligado ao controle das taxas de decomposição da matéria orgânica, sendo importante conciliar o máximo estoque de N com mínimas taxas de mineralização, para que não haja exaustão da matéria orgânica do solo ao longo do tempo de cultivo. Os sistemas de cultivo adotados e as plantas cultivadas controlam os estoques de N no solo, e a predominância de leguminosas que fixam N_2 e produzem mais biomassa que as gramíneas, por isso, propiciam maior armazenamento de N no solo (Lovato, 2001).

O aporte de N no sistema solo-planta pode ocorrer em função do uso de estercos, compostos, tortas, biocarvão; enfim, por fontes orgânicas que possuem teores de N na faixa de 0,5% a 9% (Silva, 2008), de modo que, em função do teor de N e da dose aplicada de adubo orgânico, o aporte de N via resíduos orgânicos regula a disponibilidade de N no solo. O tipo e a quantidade de palha que remanesce na área de plantio – palhas com N mais lábil disponibilizam o N no solo para as culturas em cultivo subsequente – exercem controle sobre a disponibilidade de N. Para ilustrar este conceito, considere um solo sob sistema plantio direto com 6% de matéria orgânica, com taxa de decomposição da matéria orgânica de 2% ao ano, com 5,6% de N na matéria orgânica e a camada de solo de 0-10 cm, que é a que mais acumula matéria orgânica no sistema plantio direto (Fageria, 2012). Se for somado o crédito de N da matéria orgânica ao de N nas palhadas, haverá maior teor de N no solo para os cultivos subsequentes. Além disso, foram adicionados 4.000 kg ha^{-1} de palha de soja, que contém 1,2% de N, que é convertido a N mineral a uma taxa de 60% ao ano, e é recuperado em pelo menos 70% no sistema solo-planta. Esses cálculos de créditos de N da matéria orgânica e da palhada de soja são apresentados no Box 1. Na eventualidade de se cultivar o milho safrinha no sistema plantio direto em sequência ao cultivo da soja, cerca de 87 kg ha^{-1} de N estariam disponíveis no solo para o milho, quantidade suficiente para se produzir pelo menos 4 a 5 t ha^{-1} de milho-grão, sem adição de N-fertilizante.

MO - Crédito de N (kg ha^{-1}) = 1.000.000 kg (solo) x 0,06 (MO, %) x 0,056 (N-MO) x 0,02 (taxa de mineralização do N-MO) = 67 kg ha^{-1} de N mineral disponível no solo

Palhada de soja – crédito de N (kg ha^{-1})= 4.000 kg ha^{-1} (palhada) x 0,012 (N-palha, %) x 0,6 (índice de conversão do N-palha, %) x 0,7 (taxa de recuperação do N-palha, %) = 20 kg ha^{-1}

Além de ser fonte de N, a matéria orgânica regula as taxas de processos que acarretam perdas de N-amônia e disponibilidade de N mineral, amônio e nitrato, formas de N predominantemente absorvidas pelas plantas (Figura 2). Solos mais ricos em matéria orgânica possuem maior presença da enzima urease, que media o processo de hidrólise da ureia, por isso, é esperada maior volatilização de N-amônia proveniente da ureia em solos mais ricos em matéria orgânica, se a ureia não for corretamente incorporada no solo. Por outro lado, o uso combinado de ureia em mistura com matrizes carbonizadas, como o biocarvão, aumenta a eficiência de uso do N amídico (Shi et al., 2020).

O uso de fertilizantes à base de biocarvão, comparado à ureia convencional, aumentou a produtividade de grãos (16%) e a eficiência de uso de N (58%) pela canola em função da liberação gradual de N e modulação no solo da abundância e atividade de microrganismos envolvidos nos processos de nitrificação e denitrificação (Liao et al., 2020). No solo, a atividade de bactérias nitrificadoras é controlada pelo pH, Al tóxico, disponibilidade de Ca e Mg e pelo teor de matéria orgânica, razão pela qual há aumento na taxa de nitrificação à medida que mais C é armazenado no solo (Fageria, 2012). A denitrificação depende também do teor de matéria orgânica, pois os microrganismos utilizam os compostos orgânicos do solo como aceptores de elétrons, portanto, se houver limitação no suprimento de O_2, a evolução do N-nitrato para formas gasosas de N pode ser maior nos solos com mais matéria orgânica solúvel (Baldock; Nelson, 2000; Fageria, 2012). Quando o N é derivado de resíduos vegetais, fatores bióticos e abióticos controlam a velocidade de conversão do N orgânico a N-amônio. Por isso, a mineralização é modulada pela relação C: N, N: lignina, teor de N na palha, pH do solo, umidade e pela interação de todos esses fatores, que afetam a atividade dos

microrganismos e da fauna de solo que mediam o processo (Stevenson, 1994; Stevenson; Cole, 2008; Fageria, 2012).

A quantidade de palha aplicada e a antecedência de incorporação de resíduos orgânicos controlam a velocidade de mineralização do N e determinam a prevalência ou não da imobilização sobre a mineralização de N, com consequências negativas sobre a cultura implantada junto com a palha que foi incorporada ao solo, pois os decompositores concorrem com a planta pelo N mineral disponível no solo. Em função disto, é possível manejar a matéria orgânica visando otimizar os processos de ganhos de N e minimizar as perdas de N por volatilização e lixiviação.

A matéria orgânica é uma grande aliada no manejo do N-fertilizante mineral no solo, além de propiciar maior aporte de N por fixação biológica, como é comum nas lavouras de soja e de feijão, e de leguminosas utilizadas como adubos verdes. A matéria orgânica aumenta o crédito de N em lavouras bem manejadas, em que o C fixado da atmosfera é armazenado no solo junto com o nitrogênio.

Os dados apresentados na Tabela 1 materializam o conceito de crédito de N para lavouras de milho do centro-sul do Paraná (Fontoura; Bayer, 2009). O conceito que sustenta esta visão de uso eficiente de N mineral é o de que o N acumulado na planta de milho representa as contribuições do N-solo (matéria orgânica), N-palha (pré-cultura e rotação ou consórcio de culturas) e de resíduos orgânicos e N-adubo mineral. Se o solo e os resíduos são capazes de contribuir mais para o N presente em plantas de milho, é razoável que seja reduzida a dose de N-fertilizante mineral. Se os conceitos modernos de definição de dose de N-adubo não forem observados para produzir 14 t ha^{-1} de grãos de milho seria necessário aplicar 300 kg ha^{-1}de N, em vez de 130 kg ha^{-1} de N-adubo para obter a mesma produtividade de milho em lavouras onde leguminosas antecederam o cultivo de milho, e em que a adoção do sistema de plantio direto propicia teor de matéria orgânica na camada superficial do solo > 6% (Tabela 1) (Fontoura; Bayer, 2009). Em resumo, na definição de dose de N-adubo para o milho-grão, é preciso considerar a produtividade esperada, o crédito de N das culturas antecessoras, o N disponibilizado pela matéria orgânica e a eficiência de uso do N-fertilizante mineral (Fontoura; Bayer, 2009).

Há, atualmente, especificações de condições climáticas, culturas, esquemas de rotação e níveis de matéria orgânica no solo para a definição de doses propostas de N para a adubação do milho (Tabela 1), mas nada impede que esta mesma base conceitual de uso de créditos de N seja utilizada para outras lavouras, como cana-de-açúcar, café, pastagens, trigo, algodão, bem como para outras regiões agrícolas e classes de solos do país.

Tabela 1. Recomendação de N-adubo para o milho em sistema de plantio direto em função do teor de matéria orgânica do solo (0-10 cm) e do consórcio ou culturas, ou consórcio implantados previamente ao cultivo da gramínea na região centro-sul do Paraná.

Cultura antecessora ou consórcio	**Matéria orgânica no solo (%)**											
	<4				**4-6**				**6**			
	Produtividade esperada (grãos) (t ha^{-1})											
	6-8	8,1-10	10,1-12	12,1-14	6-8	8,1-10	10,1-12	12,1-14	6-8	8,1-10	10,1-12	12,1-14
	N-adubo (kg ha^{-1})											
Gramínea	100	150	220	300	60	110	180	260	≤40	70	140	220
Consórcio gramínea-leguminosa ou nabo forrageiro	60	110	180	260	≤40	60	130	210	≤40	≤40	90	180
Leguminosa	≤40	60	130	210	≤40	≤40	80	160	≤40	≤40	≤40	130

Fonte: Adaptado de Fontoura e Bayer (2009).

Fósforo e enxofre

O enxofre (S), a exemplo do N, prevalece no solo na forma orgânica, dado que mais de 90% do S total está presente no solo na estrutura de ésteres de sulfatos (ligação C-O-S), ésteres de sulfamatos (ligação C-N-S), S associado a aminoácidos (Ligação C-S) ou na forma de sulfonatos (ligação $C\text{-}SO_3^-$), além do S mais estável associado às frações húmicas de caráter aromático mais acentuado, portanto, mais estáveis quimicamente e menos suscetíveis à decomposição (Stevenson, 1994; Baldock; Nelson, 2000).

Com a decomposição da matéria orgânica e mineralização dos *pools* mais lábeis de S, há liberação de S-sulfato, que é a forma absorvida pelas culturas. O aumento da matéria orgânica implica em maior presença de S no solo, se as plantas inseridas nos esquemas de rotação produzirem elevada biomassa rica em S. Nos resíduos vegetais, os teores de S não superam 0,3%, contudo, há mais S nos resíduos de origem animal, notadamente nos estercos oriundos de sistemas de produção em que os animais recebem dieta com maior teor de proteína. Em função disso, é pouco provável que o S do solo seja aumentado pelo aporte ocasional de resíduos vegetais, mas o aporte continuado de resíduos orgânicos ao solo, notadamente de leguminosas, pode representar maior armazenamento de S na estrutura de compostos orgânicos. Esse aumento nas reservas de S no solo é benéfico às plantas, pois nutrientes absorvidos na forma de ânions, com o sulfato, fosfato, nitrato se associam à matéria orgânica do solo, que preserva os estoques de N, P e S como um todo, pela redução da lixiviação e das perdas de N e S para a atmosfera.

Os teores de P orgânico variam de um solo para outro, estando dentro da faixa de 3% - 90% do P total (Stevenson, 1994; Baldock; Nelson, 2000). No ambiente tropical, a matéria orgânica é uma aliada no manejo de adubos fosfatados solúveis, pois a maior presença de compostos orgânicos no solo reduz a fixação de P-fosfato, aumenta o teor de P na solução do solo e reduz o dreno potente de P característico de solos tropicais, que prejudica a nutrição em P das culturas (Novais; Smyth, 1999). Além disso, a presença de ácidos orgânicos, substâncias húmicas, enfim, a maior disponibilidade de compostos orgânicos, capazes de sequestrar Fe, Al e Ca de fosfatos pouco reativos, aumenta a solubilização da apatita no solo, muito embora isso se mostre mais dependente do dreno-Ca das culturas e do grau de acidez do solo e capacidade da MO em liberar ácidos orgânicos que podem complexar Al e Fe e liberar fosfato da apatita. Se o Al for complexado por radicais orgânicos é menor a chance de o P-fosfato ser precipitado, principalmente em solos com acidez elevada. O teor de P orgânico depende, assim, do teor de matéria orgânica no solo. Lavouras bem manejadas e que armazenam mais C, tendem a ter mais P na forma orgânica e menor adsorção específica de fosfato e aumenta o uso de P-fertilizante pelas plantas; os fertilizantes fosfatados solúveis são caros, importados e requeridos em altas doses na adubação da maioria das culturas (Lopes; Guilherme, 2016). O íon fosfato pode ser complexado por ligantes orgânicos, e isso aumenta a eficiência de uso de P pelas plantas. Na formulação de fertilizantes organominerais, o P complexado por substâncias orgânicas assegura o crescimento de mudas de cafeeiro equivalente ao proporcionado por fontes solúveis de P (Carmo et al., 2014). Em solos com baixos teores de carbono, o uso de P complexado a substâncias húmicas pode ser uma estratégia para substituir os efeitos benéficos que a matéria orgânica do solo tem sobre o suprimento e disponibilidade de P para as culturas.

A matéria orgânica auxilia, assim, no manejo dos adubos fosfatados solúveis. Os mecanismos envolvidos nesses processos de proteção e de uso eficiente de P já estão sendo utilizados na síntese de fertilizantes fosfatados complexados a ácido húmico de alta eficiência agronômica (Baigorriet al., 2019; Erro et al., 2012, Urrutia et al., 2013). De modo simplificado são apresentados na Figura 3 os principais processos e mecanismos de proteção do P no solo que asseguram nos solos enriquecidos em matéria orgânica maior disponibilidade de P para as plantas.

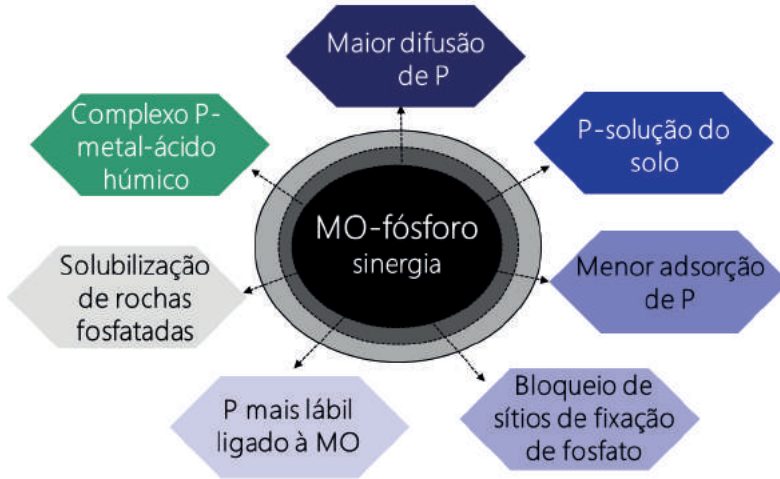



Figura 3. Efeitos da matéria orgânica sobre processos que regulam os *pools*, formas, disponibilidade e dinâmica do P no sistema solo-planta. Processos e mecanismos de interação da MO-fosfato propostos

Fonte: Adaptado de Rengel e Marschner (2005), Guppy et al. (2005), Maluf et al. (2018) e Rosa et al. (2018).

Potássio

O potássio (K) é exigido em grandes quantidades e em teores maiores do que o N por algumas culturas. O ciclo do K em solos tropicais **é** relativamente simples, pois predominam dois *pools* principais de K: o trocável e K-solução do solo (Figura 4). No caso do K, o grande desafio é de aumentar a eficiência de uso de K-fertilizante pelas plantas, dado que a fonte principal do nutriente utilizada no Brasil é cara e importada. A contribuição da matéria orgânica para o suprimento adequado e uso eficiente de K está ligada a dois vetores: i) acréscimo da capacidade de troca de cátions com o maior armazenamento de matéria orgânica no solo; ii) maior ciclagem de K em resíduos e adsorção de K^+ em coloides orgânicos. Apesar do K ser exportado pelas colheitas, grande parte do K absorvido pelas plantas permanece no solo nos restos culturais, notadamente nas palhadas de gramíneas (Figura 4). Por isso, o manejo da palhada é uma prática eficaz de ciclagem do nutriente, ou seja, aumenta o crédito de K, que reduz a dose de K-fertilizante.

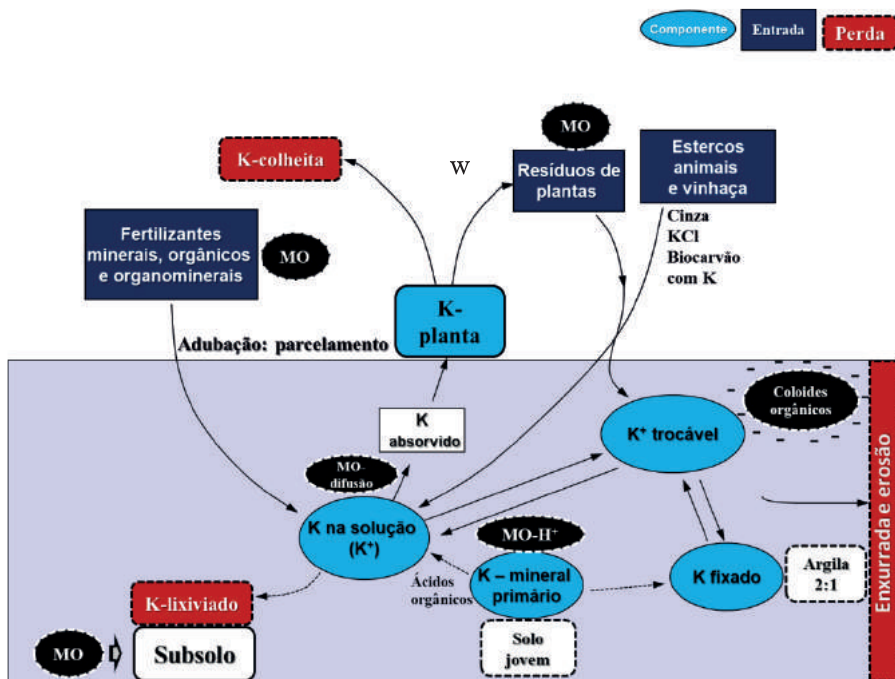



Figura 4. Efeito da matéria orgânica sobre processos que regulam os *pools*, formas, disponibilidade, fluxo e dinâmica do potássio (K) no sistema solo-planta.
Fonte: Adaptado de Stevenson e Cole (2008).

Com maior armazenamento de matéria orgânica no solo, aumenta a densidade de cargas negativas nos coloides orgânicos, o que possibilita maior adsorção de K^+, e consequentemente, diminui a sua lixiviação. Nutrientes como o K são adicionados ao solo em elevadas doses, por isso, precisam ser parcelados, e a elevação da capacidade de troca de cátions é uma das práticas mais eficazes para manter o K no sistema solo-planta. Se o K for lixiviado é preciso criar condições que assegurem maior crescimento de raízes nas camadas mais profundas do solo (subsolo), para que o K seja absorvido pelas plantas. Isso é possível em lavouras perenes, quando o preparo do sulco atinge e condiciona camadas de subsolo, propiciando maior proliferação de raízes em camadas de subsuperfície do solo.

No transporte de K, predomina o processo de difusão, que é regulado pelo teor de água, teor de K na solução do solo e densidade de raízes por volume de solo (Raij, 2011). Esses fatores condicionantes da difusão de K no solo são, de algum modo, regulados pela matéria orgânica e seus *pools*, por isso, o K que chega às raízes depende do C armazenado no solo. Há, na natureza, várias fontes de K e resíduos que são fontes do nutriente, como cinzas, vinhaça, águas residuais, biocarvão, estercos e fertilizantes orgânicos e organominerais, que possuem K^+ combinado com matrizes humificadas de elevada capacidade de troca de cátions.

Há, nos resíduos e em sistemas solo-planta bem manejados, créditos de K que precisam ser adequadamente computados, sob pena de se utilizar mais KCl nas lavouras do que as plantas demandam. Em alguns solos e em rochas silicatadas pouco solúveis há reservas de K que precisam ser utilizadas na agricultura seguindo os preceitos técnicos. Existe uma chance de que estas fontes de K, de baixo valor agronômico, tenham a sua eficiência como fertilizante aumentada em função da maior presença de matéria orgânica no solo, pois os compostos orgânicos acidificam o solo, liberam complexantes e ácidos orgânicos e substâncias húmicas capazes de mobilizar o K, pouco solúvel, de rochas. Esse conhecimento é muito interessante para o Brasil, tendo em vista que são escassas, ou pouco exploradas, as reservas minerais em potássio pouco solúveis que há no pais, apesar de essas fontes de K pouco solúveis não substituirem o KCl totalmente. A matéria orgânica interage com o K aumentando a eficiência de uso pelas culturas. Assim, o manejo do K no solo implica necessariamente na adoção de práticas de manejo do solo e sistemas de cultivo conservacionistas, para que esta sinergia matéria orgânica-potássio seja potencializada.

Micronutrientes

A disponibilidade de micronutrientes no solo é influenciada pelo teor de matéria orgânica, principalmente dos que são absorvidos na forma de cátions, como Fe, Mn, Cu, Zn e Ni (Baldock; Nelson, 2000). O intervalo entre o teor ótimo e o que provoca toxidez é muito estreito para os micros, de modo que a maior presença no solo de agentes quelatizantes ou complexantes orgânicos pode evitar desequilíbrios nutricionais e garantir maior suprimento de micronutrientes às plantas. Em solos alcalinos (pH > 7,5), ou em solos sob efeito da supercalagem, a disponibilidade de micros catiônicos é muito reduzida, notadamente a de Fe (Raij, 2011).

Mesmo em situações que resultariam em máxima precipitação de alguns micronutrientes, há o complexo organometálicos solúveis, notadamente os de ácidos orgânicos e ácido fúlvico, que mantém Fe e outros micronutrientes em níveis adequados para as culturas (Rengel; Marschner, 2005; Justi et al., 2019; Justi et al., 2021b). A disponibilidade de micronutrientes depende da estabilidade, solubilidade e reatividade do complexo organo-metálico formado (Boguta; Sokolowska, 2016; Justi et al., 2021a). A estequiometria das misturas de metais com agentes complexantes e o pH regulam também a disponibilidade dos micronutrientes nos complexos e a capacidade das plantas promoverem a clivagem do complexo organometálico, com subsequentes liberação e absorção do micronutriente complexado (Justi et al., 2019, Zanin et al., 2019; Justi et al., 2021b).

A clorose provocada pela deficiência severa de Fe, em solos alcalinos, é um dos fatores que mais limitam o crescimento das plantas. Com o acréscimo do pH, há maior adsorção e precipitação de micronutrientes catiônicos, sendo o Fe o nutriente que tem a disponibilidade mais afetada na reação de solo alcalino (Stevenson; Cole, 2008). Há várias estratégias para se aumentar a aquisição de Fe pelas plantas em solos alcalinos, notadamente aquelas que envolvem o uso de Fe quelatizado (EDTA e DTPA) ou de Fe complexado em ácidos orgânicos, exsudados de plantas e em nanocompostos de substâncias húmicas (Chen et al., 2004b; Perminova, 2019; Zanin et al., 2019).

No sentido de facilitar a aquisição de Fe por plantas cultivadas em solos alcalinos é preciso reduzir o pH do apoplasto, usar ácido indolacético, suprir N na forma de NH_4^+, aumentar a atividade da redutase de Fe^{3+}e suprir Fe complexado e promover no sistema solo-planta maior exsudação na rizosfera de radicais orgânicos capazes de interagir e formar complexos solúveis de Fe-compostos orgânicos (Mengel; Geurtzen, 1986; Zanin et al., 2019; Justi et al., 2021b).

Do mesmo modo que o Fe, o Cu também forma complexos com compostos orgânicos, por isso o suprimento de complexo organometálico de Cu pode assegurar nutrição adequada às plantas. Em algumas situações de cultivo, o Cu pode ser fortemente retido em complexos de Cu-aminoácidos a ponto de ser imobilizado em grupos amino e carboxilatos da estrutura de aminoácidos. Com isso, o Cu pode tornar pouco solúvel em água e em solventes orgânicos e, em função da forte interação do Cu com alguns radicais orgânicos, pode haver limitação no suprimento de Cu às plantas (Stevenson, 1994; Massabni et al., 2005).

A calagem superficial utilizada no Brasil pode resultar em alcalinização do meio de cultivo, com o pH atingindo valores acima da faixa ótima para o crescimento das plantas, provocando desequilíbrios nutricionais no suprimento de Fe, Mn e B. Na faixa alcalina de pH é maior a adsorção de borato em óxidos de Fe e de Al de solos tropicais, com prejuízos para as plantas (Bartz, 1974). Associado à matéria orgânica, o B fica mais disponível para as plantas, pois são formados complexos de B-ácido húmico. O maior acúmulo de B e a produção de biomassa, em função do uso de doses crescentes de ácido húmico, pode estar associado com a absorção de B na forma de complexos organometálicos ácido húmico-B de baixa massa molar, que podem ser absorvidos pelas células das raízes e ser direcionado para a parte aérea (Moschini; Silva, 2018).

Os resíduos orgânicos apresentam teores relativamente baixos de micronutrientes, de modo que a capacidade de solo, naturalmente, suprir esses elementos para as culturas depende da dose, tipo de resíduo (os estercos,

em geral, contêm mais micronutrientes do que as palhas) e forma em que o micro é suprido na adubação orgânica. A manutenção de teores adequados de micronutrientes na solução do solo, na forma de complexo organometálicos, é outro fator relevante para a nutrição adequada das plantas, de modo que o maior teor de C na solução do solo assegura mais micronutrientes para as plantas (Justi et al., 2019; Morais et al., 2021a, 2021b). Em excesso, os micronutrientes podem provocar desiquilíbrios nutricionais e toxidez às plantas. A maior presença de matéria orgânica evita esses desequilíbrios, pois os micronutrientes estão presentes no solo na forma de complexos, ao invés de prevalecer na forma de íons livres na solução do solo prontamente disponíveis às culturas.

Matéria orgânica e a acidez do solo

A acidez do solo afeta o crescimento das plantas e controla a taxa de várias reações químicas e bioquímicas que ocorrem nos solos. A matéria orgânica, ao se decompor, produz CO_2 e compostos orgânicos que se dissociam e geram H^+ no solo. Por outro lado, esses mesmos compostos possuem radicais orgânicos que podem complexar H^+e o Al, o que reduz a hidrólise do Al e a acidificação do solo (Hue; Licudine, 1999; Miyazawa et al., 2000; Hue, 2011).

Os compostos orgânicos atuam numa ampla faixa de pH como agentes que tamponam a acidez (Stevenson, 1994). Em solos enriquecidos com matéria orgânica, a atividade do Al é menor, por isso, é possível diminuir a dose de corretivo ao longo do tempo, sem afetar o crescimento de plantas pouco tolerantes à acidez (Miyazawa et al., 2000). A concentração de H^+ na solução do solo somente afeta o crescimento das plantas quando o pH atinge valores muito baixos, menores que 4,0, por isso, a toxidez por H^+ pouco afeta o crescimento das culturas (Marschner, 1995).

Existem, contudo, outros fatores associados à acidez do solo que regulam a nutrição, o crescimento e a produtividade das culturas. Em solos ácidos, isso ocorre em função da disponibilidade de P e da eficiência de uso de P-fertilizante serem reduzidas, a taxa de nitrificação é menor, de modo que há chance maior do N-amônio prevalecer sobre o N-nitrato. Além disso, há, ainda, baixa disponibilidade de cátions básicos (Ca, Mg e K) e altos teores disponíveis de espécies químicas tóxicas de Al e, dependendo do solo e de sua rocha de origem, teores de Fe e de Mn em condições de acidez elevada que podem ser tóxicos às plantas (Bissani et al., 2004; Kochian et al., 2004; Fageria, 2012; Raij, 2011).

Em solos alcalinos o pH atinge valores maiores que 7,5, sendo plena a disponibilidade de cálcio e de carbonato, condições que restringem o crescimento da maioria das culturas, entre outros motivos, devido à deficiência severa de Fe (Mengel; Geurtzen, 1986). Onde há abundância de Ca^{2+} é maior a formação de

monetita (mineral de baixa solubilidade que se forma quando o fosfato solúvel se liga ao cálcio), o que restringe fortemente a aquisição de P pelas plantas (Novais; Smythi, 1999; Maluf et al., 2018). Além disso, nos solos alcalinos , há maior chance do N-amônio ser convertido a N-amônia, e são grandes as chances de os micronutrientes catiônicos (Fe, Mn, Cu, Zn e Ni) serem precipitados, ou do B ser fortemente retido na forma de borato na superfície de óxidos de Fe e de Al, prevalentes nos solos tropicais (Bissani et al., 2004; Raij, 2011). Assim, tanto em solos de acidez elevada quanto nas condições de solos alcalinos (pH > 7,5), há forte restrição à aquisição de nutrientes e, por conseguinte, menor crescimento das culturas conforme a reação do solo, mas a matéria orgânica pode atenuar esses problemas típicos de desequilíbrios nutricionais em razão de faixas de pH no solo inadequadas para o pleno crescimento das plantas.

Nas regiões tropicais predominam os solos ácidos, contudo, há chances de se encontrar solos artificialmente alcalinizados em função da supercalagem. Práticas consolidadas de correção da acidez do solo e de manejo de solos ácidos e alcalinos são disponíveis, e todas demandam uso de insumos, como calcário, gesso, caldas ácidas, nutrientes quelatizados ou complexados e adubos foliares. Estas práticas colaboram para otimizar a produção em condições extremas de desequilíbrios nutricionais e forte restrição ao uso eficiente de fontes convencionais de nutrientes. Sob estas condições é preciso entender como a matéria orgânica e seus *pools* no solo interagem com as componentes da acidez e de que modo as substâncias orgânicas podem atuar no sentido de reduzir os impactos negativos de extremos de pH sobre as reações do solo e os processos das plantas. De fato, a persistência de resíduos orgânicos no solo é reduzida na paisagem brasileira, por isso, o uso de biocarvão com C aromático e menos suscetível à decomposição é uma alternativa para se aumentar os estoques de matéria orgânica em solos tropicais (Domingues et al., 2017).

O desafio, nas condições de solos tropicais, é entender a interface matéria orgânica-acidez do solo, para que as plantas cresçam de modo adequado em condições extremas de pH. A matéria orgânica interfere na química do solo, modificando as formas, disponibilidade e atividade de nutrientes e do Al na solução do solo (Raij, 2011). No solo, em função do pH, o Al pode ser encontrado nas seguintes espécies químicas: Al^{3+}, $AlOH^{2+}$, $Al(OH)_2^+$, $Al(OH)_4^-$ e Al-CSA – alumínio complexado ao carbono da solução do solo (Cunha et al., 2018) . A atividade do Al na solução do solo é governada pelo teor de Al, pelas formas de Al, pelo grau de associação com ânions, ligantes orgânicos (ácidos, orgânicos, quelatos, agentes complexantes, substâncias húmicas solúveis, fitosideróforos, e outros.), pH, força iônica e fatores associados entre a interface solo-planta (Marschner, 1995; Cunha et al., 2018; Miyazawa et al., 2000; Shetty et al., 2021).

A planta interfere na disponibilidade e atividade do Al na região da rizosfera, modificando o pH, secretando OH^-, ácidos orgânicos e outros ligantes capazes de complexar o Al, diminuindo sua toxicidade (Miyazawa et al., 2000; Shetty et al., 2021). A tolerância de espécies ou genótipos de plantas ao Al depende de suas capacidades de complexar o Al, de evitar a sua absorção, de compartimentalizar no vacúolo e em outras organelas evitando a redistribuição na planta do Al absorvido (Marschner, 1995).

A matéria orgânica, ao mimetizar os mecanismos utilizados pelas plantas para se adaptar a condições que prevalecem em solos ácidos, controla o Al por interferir no pH do solo, produz ácidos e ligantes orgânicos que complexam e diminuem a atividade do Al tóxico, disponibiliza no solo cátions básicos que competem com Al na fase de absorção de nutrientes e regula a taxa de mineralização, por isso, controla – ao restringir a produção de N-amônio – a nitrificação e o pH do solo (Miyazawa et al., 2000). Com o aumento do pH do solo para a faixa de 5,5-6,0 ocorre plena hidrólise das espécies de Al solúveis presentes no solo, com formação de precipitado de $Al(OH)_3$.

É importante notar que as reações que compõem o processo de hidrólise do Al são reversíveis e controladas pelo pH do meio (Raij, 2011). Assim, se houver reacidificação do solo e o pH for reduzido a níveis menores que 5,5, haverá solubilização novamente do Al precipitado, com todos os efeitos negativos que as espécies tóxicas e solúveis do elemento podem causar às plantas (Raij, 2011). O Al é precipitado e a saturação por bases do solo é aumentada com a calagem; por isso, o uso de calcário é a prática mais utilizada e mais barata para se corrigir a acidez do solo, visando o pleno crescimento das plantas.

Os resíduos vegetais e a própria matéria orgânica nativa do solo se prestam também à correção da acidez do solo, por interferirem no pH, além de controlarem a quantidade de ligantes orgânicos no meio de cultivo, a taxa de nitrificação, o balanço de amônio: nitrato no solo e a disponibilidade de moléculas orgânicas capazes de complexar o Al, diminuindo a sua atividade e toxidez às plantas (Miyazawa et al., 2000, Fageria, 2012; Hue, 2011; Shetty et al., 2021).

A atividade do Al é plena em meios pouco tamponados, se houver condição para isso, ou seja, pH que promova a hidrólise do Al, potencializando a sua toxidez (Miyazawa et al., 2000). Por outro lado, a presença de ânions acompanhantes (sulfato, nitrato, fosfato, e outros) e de matrizes carbonizadas e húmicas no meio de cultivo, ricas em radicais do tipo grupo carboxila, resulta na precipitação, complexação, adsorção física, co-precipitação e ligação por troca de íons do Al por ligantes orgânicos ou cátions básicos, processo que, em última instância, reduzem o teor e a atividade do Al na solução do

solo, reduzindo a sua ação negativa sobre culturas pouco tolerantes **à** acidez (Miyazawa et al., 1993; Shetty et al., 2021). Na forma tóxica e não complexada, a taxa de absorção de Al livre é mais elevada do que a de Al complexado a ácidos orgânicos, como o citrato de Al (Miyzawa et al., 2000).

A maior presença de C na solução do solo implica na maior disponibilidade de ligantes orgânicos e, por isso, na especiação diferenciada das moléculas de Al, com prevalência de Al menos ativo na forma de complexo organo-metálico (Salet et al., 1999). Em solos sob sistema de plantio direto há aumento da matéria orgânica e maior disponibilidade, no meio de cultivo, de ligantes orgânicos, por isso, são menores a atividade e a toxidez do Al (Salet et al., 1999; Miyazawa et al., 2000; Oliveira et al., 2002).

A capacidade dos resíduos orgânicos em neutralizar, parcialmente, a acidez do solo está associada aos seus teores de C solúvel, compostos hidrossolúveis e cátions básicos (Miyazawa et al., 2000). A mineralização de N-resíduos e da matéria orgânica e a nitrificação, em sequência, do N-amônio liberado, por outro lado, acidificam o solo. É fato que o aumento do pH amplia a dissociação de grupos de ácidos carboxílicos (RCOOH) na estrutura de compostos orgânicos, já que os íons carboxilatos gerados podem complexar o Al, diminuindo a sua atividade em função da complexação e menor taxa de hidrólise do Al (Miyazawa et al., 2000).

Resíduos pobres em bases e de caráter ácido (serragem, casca de *Pinus*, caldas de biodigestores, e mais) tendem a acidificar o solo. Ao contrário, resíduos de leguminosas, aveia preta e nabo forrageiro, pelo menos em estudos controlados de percolação, são mais efetivos que resíduos de milheto e de trigo em aumentar o pH, corrigir parcialmente a acidez potencial do solo, promover mobilidade do corretivo constituindo numa frente de neutralização da acidez ao longo do perfil do solo (Liu; Hue, 1995; Miyazawa et al., 2000). Por isso, além de auxiliar na correção da acidez do solo, os resíduos orgânicos e a matéria orgânica podem promover a maior mobilidade do carbonato no perfil de solo e de cátions básicos (Ca, Mg e outros), com possibilidade de correção da acidez e de neutralização ou diminuição da atividade do Al tóxico em subsolo (Miyazawa et al., 2000; Hue, 2011).

Com a decomposição da matéria orgânica nativa ou depositada no solo na forma de resíduos, compostos, estercos, entre outros, há maior liberação de N-nitrato, S-sulfato, ácidos orgânicos e substâncias húmicas. Na forma de ácido fúlvico e ácido húmico de baixa massa molar, as substâncias húmicas tem a capacidade de ligarem-se ao Ca, Mg e de complexar o Al. Além disso, nos solos mais ricos em matéria orgânica, pode haver maior formação de nitrato de Ca, sulfatos e de outros sais mais solúveis e com capacidade de se movimentarem

no perfil de solo, com a percolação da água (Oliveira et al., 2002).

Esta frente de mobilização do corretivo e de correção da acidez, para camadas além das tratadas com calcário, é mais fácil de ocorrer nos solos que armazenam mais matéria orgânica, com aporte sucessivos e contínuos de resíduos em esquemas sofisticados de rotação de culturas, notadamente nas rotações que predominam os resíduos mais ricos em cátions básicos, nitrogênio, S e C solúvel e ácidos orgânicos (Miyazawa et al., 2000; Oliveira et al., 2002).

A maior presença de C nos solos implica em maior tamponamento da acidez do solo, o que evita variações bruscas no pH, aumentando o intervalo entre uma calagem e outra. Entretanto, o maior teor de matéria orgânica pode implicar em maior dose de calcário para aumentar o pH em unidade, em relação aos solos mais arenosos e pobres em C, sinalizando para a capacidade de a matéria orgânica tamponar a acidez do solo (Carmo; Silva, 2016).

Nos solos tropicais, a fase mineral contribui pouco para a acidez potencial, de modo que a maior parte da acidez não trocável está associada à matéria orgânica. Em média, matéria orgânica é mais efetiva do que os coloides minerais na fração argila em tamponar a acidez, determinando o poder tampão do solo; por isso, os solos com maior teor de matéria orgânica, em relação aos arenosos e pobres em C, demandam maior dose de corretivo para mudar uma unidade de pH.

A acidez é rotineiramente corrigida nas camadas superficiais de solo, contudo, existem alternativas para a neutralização da acidez do subsolo que demanda a incorporação de calcário, além da camada de 0-20 cm, o uso de calcários mais nobres (*filler*), calcinado e de maior PRNT. A aplicação de doses de calcário na superfície do solo, suficientes para neutralizar a acidez na zona de ação do corretivo, cria uma frente de mobilidade do corretivo no perfil em função da lixiviação de Ca e Mg ligados a ânions acompanhantes e ligantes orgânicos disponibilizados em solos ricos em matéria orgânica, e com aporte constante de resíduos como lodo de esgoto, composto, borras de biodigestores, estercos e matrizes orgânicos humificadas, além da palhada e resteva das culturas. No campo, é mais fácil criar uma frente ampla de mobilização de calcário no perfil do solo pela adoção de esquemas sofisticados de rotação que englobam adubos verdes, plantas de cobertura do solo e palhada da cultura principal (Miyazawa et al., 2000). O uso de estercos e de outros resíduos produzidos em menor escala e em poucas cidades do Brasil pode ser viável do ponto de vista técnico para corrigir a acidez, mas pouco prático para corrigir em camadas de subsolo das várias lavouras do Brasil.

Substâncias húmicas

As substâncias húmicas representam o maior pool de matéria orgânica do solo, tendo em vista que 60% - 80% do C total, num esquema simplificado de classificação, está presente no solo na forma de ácido fúlvico, ácido húmico e humina (Weil; Brady, 2016). Numa abordagem, mais ampla, os compostos humificados, presentes no solo, são o produto da decomposição da matéria orgânica e dos resíduos vegetais e animais. Portanto, são produtos da síntese e ressíntese do metabolismo microbiano e de processos químicos e físico-químicos de conversão e interação da matéria orgânica com as componentes do solo (Stevenson, 1994). Substâncias húmicas de diferentes massas molares, composição elementar, caráter aromático, cor, labilidade, grau de aromaticidade, solubilidade em água e em soluções com diferentes pH estão presentes nos solos (Stevenson, 1994; Stenvenson; Cole, 2008).

As classes de compostos húmicos diferem quanto à cor, caráter polar e apolar, grau de acidez e grupos orgânicos funcionais capazes de complexar, adsorver íons e gerar cargas. Assim, esses compostos apresentam biotividade, ação sobre plantas e microrganismos variáveis, e interagem de modo diferenciado com as componentes das fases sólida e líquida do solo (Halpern et al., 2015; Olaetxea et al., 2018; Nardi et al., 2021).

As substâncias húmicas apresentam uma organização estrutural supramolecular, ou seja, são agregados cujas unidades estruturais são constituídas por moléculas de menor massa molar que são condensadas e se unem umas às outras por interações hidrofóbicas e ligações de baixa energia, como ligações do tipo van der Waals, π-π, CH-π e pontes de hidrogênio (Piccolo et al., 1996; Piccolo, 2001; Piccolo, 2002; Sutton; Sposito, 2005; García et al., 2019). Assim, numa mesma matriz húmica, coexistem estruturas apolares, polares, compostos aromáticos e radicais polares que conferem maior capacidade das matrizes húmicas interagirem com o meio externo, complexando íons e regulando a fisiologia e o crescimento das plantas (Olaetxea et al., 2018; Nardi et al., 2021).

O modelo, mais atual, pertinente à organização, conformação estrutural, grau de condensação e funcionalidade de frações húmicas fragmentadas por ácidos dicarboxílicos estabelece que as matrizes húmicas fragmentadas em unidades menores possuem maior bioatividade (Piccolo et al., 2001, 2003), portanto, são capazes de interagir e beneficiar as plantas (Nardi et al., 2002; Nardi et al., 2016; Olaetxea et al., 2018).

Na região da rizosfera, as plantas secretam diferentes compostos que alteram o meio e a estrutura das substâncias húmicas. Entre os compostos capazes de promover a fragmentação das substâncias húmicas, os ácidos orgânicos alteram a macroestrutura de substâncias húmicas intactas, com subsequente clivagem

química e produção de unidades húmicas de menor tamanho e com maior bioatividade (Piccolo, 2002; Canellas et al., 2015). Em condições controladas, os ácidos fumárico e succínico são capazes de fragmentar moléculas húmicas em unidades de menor massa molar (Nardi et al., 1997). O uso conjugado de ácido húmico e ácido oxálico resultou na produção de fragmentos húmicos mais bioativos que propiciaram produção de biomassa de eucalipto cerca de 30% maior do que a de ácido húmico intacto (Morais et al., 2021a).

A teoria da clivagem química e de fragmentação de matrizes húmicas em unidades mais bioativas abre espaço para a adoção de sistemas de cultivo e de preparo do solo que, além de estocar mais carbono, são capazes de produzir frações húmicas mais bioativas, capazes de agir positivamente sobre as plantas. A exsudação de ácidos orgânicos e de fitosideróforos na rizosfera possibilita o sequestro de Fe complexado às substâncias húmicas, aumentando a aquisição de Fe pelas plantas (Zanin et al., 2019). Há, assim, espaço para ampliar a pesquisa que trata das interações positivas de exsudatos de raízes com *pools* de substâncias húmicas presentes no solo e na rizosfera, e de síntese de complexantes e agentes quelatizantes que, ao serem sintetizados com o uso de substâncias húmicas, otimizam a nutrição e o crescimento das plantas. É urgente mimetizar os processos naturais e as práticas de cultivo que conferem sustentabilidade aos agroecossistemas para que novos insumos sejam gerados e tecnologias sejam adotadas, visando repetir o papel que as substâncias húmicas desempenham sobre o solo e plantas, numa tentativa de assegurar maior segurança ecológica aos agroecossistemas (Perminova et al., 2019).

A ação das substâncias húmicas sobre as plantas pode ocorrer de modo indireto, modificando as propriedades e características do meio de cultivo (solo), ou direto, ao desencadear uma série de processos bioquímicos e químicos que regulam a fisiologia, nutrição e crescimento das plantas (Rose et al., 2014). Os efeitos indiretos foram discutidos em outras seções do capítulo e os efeitos diretos das substâncias sobre os tecidos das plantas serão agora discutidos.

A bioativiadade das substâncias húmicas é regulada pela dose, origem, massa molar, grau de hidrofobicidade e aromaticidade e distribuição espacial de domínios hidrofílicos e hidrofóbicos nas estruturas de matrizes húmicas (Nardiet al., 2021). A fragmentção de moléculas húmicas de elevado grau de condensação em unidades menores e mais bioativas é determinante na ação sobre as plantas, dado que materiais húmicos de baixa massa molar são permeáveis na membrana plasmática e podem entrar na célula da raiz e desencadear sinais intracelulares que regulam a síntese de poliaminas e de hormônios, induzir a ação de enzimas e transportadores de nutrientes e regular a atividade das H^+-ATPases, com consequências positivas sobre a

fotossíntese, rotas de síntese de aminoácidos, ácidos orgânicos, carboidratos, etc. (Nardiet al., 2016; Olaetxeaet al., 2018; Nardiet al., 2021). Por outro lado, substâncias húmicas de maior massa molar, ao se ligarem a receptores celulares, atuam no exterior da célula induzindo uma série de processos em nível molecular (Nardi et al., 2021).

Em função da diversidade de conformação estrutural das substâncias húmicas, massa molar e natureza química, os efeitos são altamente dependentes da concentração aplicada às plantas, da fonte de origem das substâncias húmicas, da cultura, das condições experimentais e do nível de estresse no meio de cultivo (Rose et al., 2014).

A capacidade que as substâncias húmicas possuem para induzir o crescimento e modificar a morfologia e a arquitetura radicular, bem como induzir a formação de novas raízes e promover maior crescimento das plantas **é** amplamente reportada nas revisões de Rose et al. (2014) e Halpern et al. (2015). As respostas do uso de substâncias húmicas em diversas culturas podem ser positivas, negativas e com ausência de respostas. Além disso, também dependem das condições climáticas e do tipo de solo, entre outros fatores (Rose et al., 2014; Jindo et al., 2020). Ademais, as plantas se mostram afetadas pelas características e composição elementar das substâncias húmicas (Rose et al., 2014).

Os ácidos húmicos diferem em relação à composição química, grupos funcionais, massa molar, pH, condutividade elétrica, base forte e teores de Na e K no extrato húmico, natureza química, podendo conter mais ou menos fragmentos húmicos bioativos. Além do mais, a composição química também depende da fonte (composto, vermicomposto, leonardita, carvão, turfa, lignita, solo, e outros), do processo de extração e da base forte utilizada na extração das substâncias húmicas. Tudo isso tem implicação na ação das substâncias húmicas sobre a fisiologia, nutrição e crescimento das plantas (Rose et al., 2014; Halpern et al., 2015; García et al., 2016; Lyons; Genc, 2016).

Além dos aspectos mencionados, o efeito das substâncias húmicas sobre as plantas se mostra dependente da dose aplicada, da fração húmica (ácido húmico ou ácido fúlvico) e do modo de aplicação (semente, embebição, via foliar) dos materiais húmicos comerciais (Morais et al., 2018; Justi et al., 2019; Morais et al., 2021a). Há relatos de ausência de respostas a subdoses de ácido húmico, ou, até mesmo em situações de cultivo em que o teor de matéria orgânica no solo é elevado, potenciais efeitos positivos dos materiais húmicos sobre as culturas podem ser anulados (Chen et al., 2004a; Hartz; Bottoms, 2010). Assim, é pouco provável que ocorra respostas com a aplicação de substâncias húmicas comerciais em solos bem manejados e enriquecidos com matéria

orgânica. Todavia, existe mesmo nos solos ricos em matéria orgânica, potencial de materiais húmicos serem eficientes por outros métodos de aplicação, como por meio da embebição de raízes, adubação foliar e tratamento de sementes e de tolete, potencializando a resposta de diversas culturas (Rosa et al., 2018; Jindo et al., 2012; Justi et al.; 2019; Morais et al., 2021b).

A resposta das plantas em nível de campo é modulada pela origem das substâncias húmicas, tipo de solo, condições experimentais, modo de aplicação e condições de cultivo, fase do ciclo de crescimento da cultura e dos materiais húmicos comercias que são aplicados (Rose et al., 2014; Jindo et al., 2020). As doses (em média de 2-3 kg ha^{-1}) de substâncias húmicas comerciais aplicadas nas lavouras estão abaixo das requeridas (50 kg ha^{-1}) para a plena bioatividade dos materiais húmicos no sistema solo-planta (Chen et al., 2004a; Lyons; Genc, 2016). É pouco provável que haja resposta para substâncias húmicas aplicadas em solos com elevados teores de matéria orgânica (Hartz; Bottoms, 2010). Mas é razoável supor que haverá reposta às substâncias húmicas em solos em quer as condições climáticas limitam o armazenamento de C no solo.

Nos estágios iniciais do ciclo de crescimento das culturas, o uso de substâncias húmicas tem ação mais efetiva sobre a proliferação de raízes, enquanto o uso da adubação húmica em estádios fenológicos mais tardios é eficiente em aumentar o teor de açúcar, peso de grãos e tamanho de frutos (Canellas et al., 2015). Em sistemas de cultivo conservacionistas são criadas condições para a plena atividade biológica de frações húmicas e compostos orgânicos derivados do processo de decomposição e da exsudação de compostos orgânicos na rizosfera. Na maioria das vezes, a meta principal de práticas conservacionistas de regeneração do sistema solo é a de aumentar o estoque de C no solo. Em razão das funções que a matéria orgânica desempenha no sistema solo-planta é preciso ir além da quantidade, ou seja, é preciso manejar o solo, as plantas de cobertura e adotar esquemas de rotação que modifiquem também a natureza química, para assegurar máxima bioatividade dos compostos orgânicos sobre as plantas. Se isso for feito, será mais fácil definir as condições de manejo do solo e das plantas e de uso de insumos orgânicos que repliquem em solos com baixo teor de C, condições ótimas observadas nas lavouras que priorizam o aumento dos estoques de matéria orgânica no solo.

Acões da matéria orgânica

O grau de fertilidade define a capacidade do solo suprir de modo sustentado nutrientes às plantas. Globalmente, a condição de solo fértil é fenômeno raro nas lavouras, pois sempre há uma ou mais limitações nutricionais a serem corrigidas visando pleno crescimento das plantas. Os solos ditos produtivos são

aqueles que, além de serem férteis, possuem, em níveis ótimos, todos os outros fatores que propiciam o pleno crescimento e desenvolvimento das culturas. A matéria orgânica interfere nos diversos processos do solo e regula a atividade da biota do solo, além de modificar propriedades físicas, químicas e físico-químicas do solo, por isso, regula globalmente o grau de fertilidade.

No Brasil predominam os solos ácidos e com múltiplas deficiências nutricionais, quadro que se agrava na condição dos solos muito intemperizados do cerrado (Sousa; Lobato, 2004). Ao longo dos anos, houve um aumento do grau de fertilidade dos solos brasileiros, reflexo do uso mais intensivo da calagem e da adubação e, principalmente, da adoção de sistemas e práticas mais conservacionistas de cultivo do solo, como sistema plantio direto e a integração lavoura-pecuária-floresta.

A matéria orgânica interfere na eficiência de uso de fertilizantes mais solúveis, pois minimiza a fixação de P, complexa micronutrientes, regula a solubilização de rochas contendo K e P menos reativas e reduz a atividade do Al tóxico. A matéria orgânica está associada às principais reservas de N, S, P e de outros nutrientes para as plantas, de modo que a matéria orgânica, além de condicionar importantes propriedades do solo, é fonte desses nutrientes para as plantas, ou seja, há créditos de nutrientes associados aos compostos e resíduos orgânicos do solo.

O conceito de crédito de nutrientes associado à matéria orgânica começa a ser disseminado no Brasil, dado que N, S, P e micronutrientes associados à matéria orgânica nativa do solo, aos restos de culturas, palhadas e adubos orgânicos, começam a ser computados como índices que definem os níveis de adubação, reduzindo o seu custo. Isso permite um cálculo mais preciso do adubo mineral a ser aplicado, que é caro e massivamente importado no Brasil.

Por tudo isso, a matéria orgânica determina o grau de fertilidade dos solos intemperizados do Brasil, pois assegura maior capacidade de troca de cátions, uso mais eficiente de fertilizantes e maior atividade de decompositores no solo, que podem liberar nutrientes de resíduos orgânicos e de estercos e compostos para as plantas.

Como se não bastasse, solos mais ricos em matéria orgânica e com aporte contínuo de resíduos vegetais possuem maior teor de substâncias húmicas que agem positivamente sobre as plantas, e aumenta a proliferação de raízes, a aquisição de nutrientes, o crescimento e a produtividade das culturas (Rose et al., 2014; Jindo et al., 2020; Nardi et al., 2021). Desta forma, na paisagem tropical, é preciso construir a fertilidade do solo, o que é somente alcançado, entre outras práticas, com a preservação ou com o aumento dos estoques de matéria orgânica do solo (Resende et al., 2016).

Nos sistemas de manejo conservacionista do solo, a construção da fertilidade, invariavelmente, limita-se às camadas superficiais, pois os resíduos e grande parte da matéria orgânica são pouco solúveis, de modo que a lixiviação de C no perfil de solo se limita a poucos compostos orgânicos. Por isso, no sistema plantio direto, sistematicamente, o aumento da matéria orgânica ocorre nos primeiros centímetros de solo, mesmo assim, com ganhos relevantes para as plantas, processos e fatores que regulam a fertilidade do solo. Além disso, estão garantidas as condições para a segurança ecológica dos sistemas agrícolas, pois mais água é armazenada, menor quantidade de solo é perdida por erosão e há maior biodiversidade e atividade da biota nos solos que armazenam mais matéria orgânica.

A disponibilidade de água é fator-chave para assegurar a máxima eficiência de uso de nutrientes e de fertilizantes no sistema solo-planta. Quase sempre, a disponibilidade de água aumenta devido ao acréscimo no teor de C no solo. Em subsolo, há água em maior disponibilidade, mesmo nos períodos de escassez de chuvas, como nos veranicos. A relação entre o teor de água e o C orgânico é modulada pela textura do solo. A retenção de água no solo na capacidade de campo (-33 KPa) é mais afetada pelo teor de C do que no ponto de murcha permanente (-1.500 KPa). Nos solos arenosos, a retenção de água é sensivelmente mais afetada pelo acréscimo no C do solo do que em solos de textura argilosa (Rawls et al., 2003).

Os sistemas mais produtivos são aqueles que armazenam mais água, pois a planta pode absorver nutrientes durante os estádios fenológicos de maior requerimento nutricional. Se a matéria orgânica for elevada nas camadas superficiais, isto é suficiente para a planta absorver mais nutrientes, realizar fotossíntese e ter pleno crescimento. Do ponto de vista da fertilidade, a disponibilidade de água é fator-chave para assegurar altas produtividades nas lavouras. Se for possível, é seguro preservar mais água nas camadas superficiais do solo devido ao maior armazenamento de água e condicionar as camadas de subsolo para o crescimento de raízes, para as plantas terem mais água para realizar seus processos bioquímicos e fisiológicos.

É pouco provável que a matéria orgânica em solos de fertilidade construída seja maior nas camadas de subsuperfície, mas em culturas perenes, pelo menos no sulco de plantio, é possível condicionar as camadas de subsolo com o uso de estercos, composto, biocarvão, fertilizantes organominerais, gesso agrícola, calcário, e outros insumos, visando pleno crescimento do sistema radicular em camadas mais profundas de solo. Como há maior crescimento de raízes nas camadas mais profundas do solo, há mais carbono exsudado pelas plantas. Esse ambiente mais rico em matéria orgânica no subsolo assegura às plantas

maior disponibilidade de água e de nutrientes, principalmente daqueles mais suscetíveis à lixiviação (N, K, B, S, entre outros) que se acumulam em camadas do solo fora do alcance de raízes (Raij, 2011).

As perdas de nutrientes por lixiviação e volatilização diminuem a taxa de recuperação de fertilizantes no solo. A taxa de recuperação de P-fertilizante no solo varia de 5% - 25%, mas pode atingir valores da ordem de 40% em solos em que é mínima a fixação de P e com o manejo correto do adubo fosfatado. A taxa de recuperação de N-fertilizante e de K-fertilizante situa na faixa de 30% - 70%. Quanto maior a taxa de recuperação, menor será a dose de fertilizante requerida para se alcançar um determinado teto de produtividade, ou maiores produtividades serão obtidas para a mesma dose de fertilizante. Em condições extremas de pH, ou na eventualidade de um dado nutriente ser antagonista a outro, é preciso complexar nutrientes (P e micronutrientes) para evitar precipitação, retirada do nutriente da solução e adsorção específica de P-fosfato. No Brasil é utilizado muito P-fertilizante, que é caro e massivamente importado. Por isso, o P precisa ser utilizado com a máxima eficiência, e a matéria orgânica é uma aliada quando esse é o propósito. Se não há matéria orgânica no solo suficiente é necessário criar alternativas de suprir P e micronutrientes na forma de complexos orgânicos, que são efetivos em nutrir as plantas, com maior eficiência do que fertilizantes fosfatados e fontes convencionais de micronutrientes (García-Mina et al., 2004; Erro et al., 2012).

É fato que a fertilidade do solo regula o nível de rendimento das culturas, mas existem outros fatores que precisam ser otimizados para que os solos se tornem produtivos. Em conjunto, cerca de 54 fatores se combinam em níveis ótimos no sentido de propiciar a máxima produtividade física de grãos, fibras, óleos, forragens e outros produtos agrícolas. Nem sempre é viável alcançar a máxima produtividade física; por isso, no manejo da fertilidade do solo, os níveis de nutrientes dispostos nas tabelas de adubação são definidos visando alcançar a máxima produtividade econômica, ou seja, o nível de produtividade em que há máxima rentabilidade da adubação (Raij, 2011). Numa análise mais simplificada, a produtividade potencial de uma dada cultura é modulada pelo grau de fertilidade, clima, disponibilidade de água no solo, incidência de pragas e doenças, genótipo e densidade de plantio. Se estas classes de fatores forem combinadas em níveis ideais, estão asseguradas todas as condições para se alcançar a máxima produtividade física. Existe, assim, uma assimetria entre máxima produtividade física com a produtividade atual que se alcança na maioria das lavouras, e a isso se dá nome de "*yield gap*". Por mais que as condições de cultivo e eficiência de uso de insumos sejam otimizadas, sempre haverá fatores a serem manejados para se alcançar a máxima produtividade física, visando eliminar as assimetrias entre rendimentos máximo e atual das culturas.

Nas lavouras, há um esforço contínuo no sentido de que os tetos máximos de produtividade sejam alcançados. Por isso, é importante elencar os fatores que permitem alcançar esse objetivo.

A relação da matéria orgânica com vários fatores que determinam a produtividade das culturas é pouca estudada. Contudo, o maior armazenamento de C no solo assegura mais água disponível para as plantas, maior disponibilidade de nutrientes e, particularmente, maior disponibilidade de N no sistema solo-planta. Os teores de C no solo se mostram dependentes do clima, uso da terra, práticas de manejo do solo e sistemas de cultivo adotados (Stevenson, 1994; Canadell et al., 2007; Lal, 2007). Coincidentemente, são os mesmos fatores que condicionam a produtividade das culturas, já que existe uma correlação positiva entre o teor de C no solo com a produtividade das culturas (Mikanová et al., 2012; Ghaley et al., 2018; Oldfield et al., 2019).

A produtividade do trigo, de acordo com Ghaley et al. (2018), somente aumenta com o maior armazenamento de C no solo nas lavouras para doses de N na faixa de 0-100 kg ha^{-1}, em parte, explicado pelo suprimento natural de N pela matéria orgânica nativa do solo. A manutenção de níveis adequados de C demanda o aporte continuado de resíduos orgânicos no solo, para compensar as perdas de C por mineralização em solos cultivados (Ghaley et al., 2018). Em sistemas com cultivo mínimo e sistema plantio direto, combinado com o aporte de palhas, houve um ganho significativo na produtividade de trigo, que aumentou de 4 para 10 t ha^{-1} de grãos quando o teor de C na camada superficial de solo variou de 1,45% para 2,25% (Figura 5) (Mikanová et al., 2012).

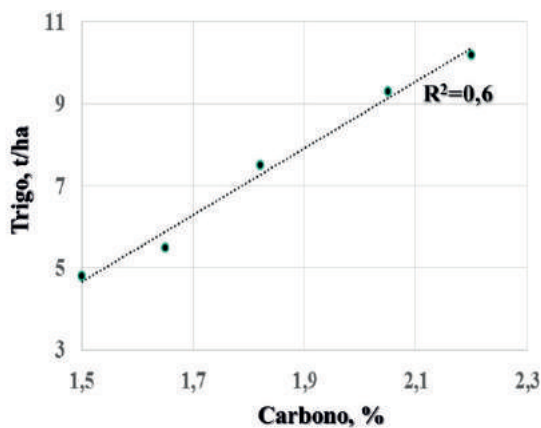



Figura 5. Efeito do teor de carbono na camada superficial o solo sobre a produtividade de trigo.
Fonte: Mikanová et al. (2012).

Em áreas sob influência de sistemas conservacionista de manejo do solo no sul do Brasil, a produtividade de grãos de trigo e soja correlaciona-se positivamente com o estoque de C no solo, de modo que o aumento de 1 t ha^{-1} de C armazenado na camada de 0-20 cm resultou em ganhos de 11 e 26 kg ha^{-1} na produtividade de grãos de soja e de trigo, respectivamente (Moraes Sa et al., 2014).

Em estudo de abrangência global, Oldfield et al. (2019) verificaram que a produtividade de milho e trigo aumenta em função do acréscimo do teor de C no solo. Todavia, os ganhos em rendimento são maiores quando o teor de C atinge 2%, e dois terços dos solos do mundo possuem concentração menor. Em lavouras de café mais adensadas, pelo menos nas camadas superficiais de solo, é maior o teor de matéria orgânica (Pavan et al., 1999), com todos os efeitos positivos que isso possa causar sobre o grau de fertilidade, nutrição, crescimento e produtividade do cafeeiro.

Considerações finais.

É impossível que um único fator, a matéria orgânica, explique a variação nos índices de produtividade das culturas. Se isso ocorrer, provavelmente o fator escolhido regula a maioria dos fatores que determinam o crescimento e o rendimento das culturas. A matéria orgânica está associada e controla vários fatores determinantes da produtividade das culturas, uma vez que é fonte de nutrientes, aumenta o armazenamento de água no solo, estimula o crescimento de raízes e libera compostos orgânicos que complexam nutrientes e agem positivamente sobre vários processos fisiológicos da planta. Assim, a matéria orgânica não é um índice universal que regula a produtividade, mas, indiretamente exerce influência sobre os fatores que controlam a produtividade das culturas, a produção de biomassa, entre outros, em diversas condições de clima, lavouras, tipo de solo e condições variadas de suprimento de N, P e de outros nutrientes às plantas.

Na paisagem tropical o grau de fertilidade se mostra mais dependente da matéria orgânica do que dos componentes da fase mineral do solo; por isso, é muito provável que a matéria orgânica seja, aqui, um índice global que reflete a qualidade do solo e a produtividades dos sistemas agrícolas.

Referências

ARAÚJO-JUNIOR, C. F.; GUIMARÃES, P. T. G.; DIAS JUNIOR, M. S.; ALCÂNTARA, E. N.; MENDES, A. D. R. Alterações nos atributos químicos de um latossolo pelo manejo de plantas invasoras em cafeeiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 2207-2217, 2011. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000600036.

BAIGORRI, R.; ERRO, J.; URRUTIA, O.; MARTINEZ, J. M.; MANDADO, M.; MARTÍN-PASTOR, M.; GARCÍA-MINA, J. M. Both chemical and crystalline phase configuration influence the molecular features of humic acids in humic-calcium-phosphates fertilizers. **Royal Society of Chemistry Advances**, v. 9, p. 25790-25796, 2019. DOI: https://doi.org/10.1039/c9ra04383g.

BALDOCK, J. A.; NELSON, P. N. Soil Organic Matter. In: SUMNER, M.E. (ed.) **Handbook of Soil Science**. Boca Raton: CRC Press, 2000. B25-B84.

BARTZ, H. R. **Adsorção e disponibilidade de boro em alguns solos do RS**. Porto Alegre: UFRGS, 1974. 95 p.

BISSANI, C. A.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M. J.; CAMARGO, F. A. O. (ed.) **Fertilidade do solo e manejo da adubação de culturas.** Porto Alegre: Genesis, 2004. 328 p.

BOGUTA, P.; SOKOŁOWSKA, Z. Interactions of Zn (II) ions with humic acids isolated from various type of soils. Effect of pH, Zn concentrations and humic acids chemical properties. **PLoS One,** v. 11, e0153626, 2016. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0153626.

CANADELL, J. G.; LE QUÉRÉ, C.; RAUPACH, M. R.; FIELD, C. B.; BUITENHUIS, E. T.; CIAIS, P.; CONWAY, T. J.; GILLETT, N. P.; HOUGHTON, R. A.; MARLAND, G. Contributions to accelerating atmospheric CO_2 growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, p. 18866-18870, 2007. DOI: https://doi.org/10.1073/pnas.07027 37104.

CANELLAS, L. P.; OLIVARES, F. L.; AGUIAR, N. O.; JONES, D. L.; NEBBIOSO, A.; MAZZEI, P. Humic and fulvic acids as biostimulants in horticulture. **Science Horticulturae**, v. 96, p. 15-27, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scienta.2015.09.013.

CARMO, D. L.; SILVA, C. A. Condutividade elétrica e crescimento do milho em solos contrastantes sob aplicação de diversos níveis de calagem. **Pesquisa Agropecuária Brasielira**, v. 51, p. 1762-1772, 2016.

CARMO, D. L.; TAKAHASHI, H. Y. Y.; SILVA, C. A.; GUIMARÃES, P. T. G. Crescimento de mudas de cafeeiro recém-plantadas: efeito de fontes e doses de fósforo. **Coffee Science**, v. 9, p. 196-206, 2014.

CARMO, D. L.; SILVA, C. A.; LIMA, J. M.; PINHEIRO, G. L. Electrical conductivity and chemical composition of soil solution: comparison of solution samplers in tropical soils. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, e0140795, 2016. DOI: https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20140795.

CHEN, Y., DE NOBILI, M., AVIAD, T. Stimulatory effects of humic substances on plant growth. In: MAGDOFF, F.; WEIL, R. (ed.). **Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture**. Boca Raton: CRC Press, 2004a. p. 131-165.

CHEN, Y.; CLAPP, C. E.; MAGEN, H. Mechanisms of plant growth stimulation by humic substances: The role of organo-iron complexes. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 50, n. 7, p. 1089-1095, 2004b. DOI: https://doi.org/10.1080/00380768.2004.10408579.

CUNHA, G. O. M.; ALMEIDA, J. A.; ERNANI, P. R.; PEREIRA, E. R.; SKORONSKI, E.; LOURENÇO, L. S.; BRUNETTO, G. Chemical species and aluminum concentration in the solution of acid soils cultivated with soybean and corn under liming. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, e0170406, 2018.

DOMINGUES, R. R.; TRUGILHO, P. F.; SILVA, C. A.; MELO, L. C. A.; MAGRIOTIS; Z. M.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A. Properties of biochar derived from wood and high nutrient biomasses with the aim of agronomic and environmental benefits. **PLoS ONE**, v. 12, e0176884, 2017. DOI: https://doi.org/10.1371/journal. pone.0176884.

ERRO, J.; URRUTIA, O.; BAIGORRI, R.; APARICIO-TEJO, P.; IRIGOYEN, I.; STORINO, F.; MANDADO, M.; YVIN, J. C.; GARCÍA-MINA, J. M. Organic complexed superphosphates (CSP): physicochemical characterization and agronomical properties. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 60, p. 2008-2017, 2012. DOI: https://doi.org/dx.doi.org/10.1021/jf204821j.

FAGERIA, N. K. Role of soil organic matter in maintaining sustainability of cropping systems. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 43, p. 2063-2113, 2012. DOI: https://doi.org/10.1080/00103624.2012.697234.

FONTES, M. P. F.; ALLEONI, L. R. F. Electrochemical attributes and availability of nutrients, toxic elements, and heavy metals in tropical soils. **Scientia Agricola**, v. 63, p. 589-608, 2006.

FONTOURA, S. M. V.; BAYER, C. Adubação nitrogenada para alto rendimento de milho em plantio direto na região centro-sul do Paraná. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1721-1732, 2009.

GARCÍA, A. C.; SOUZA, L. G. A.; PEREIRA, M. G.; CASTRO, N. R.; GARCÍA-MINA, J. M.; ZONTA, E.; LISBOA, F. J. G.; BERBARA, R. L. L. Structure-property-function relationship in humic substances to explain the biological activity in plants. **Scientific Reports**, v. 6, 20798, 2016.

GARCÍA, A. C.; CASTRO, T. A. van T. de; SANTOS, L. A.; TAVARES, O. C. H.; CASTRO, R. N.; BERBARA, R. L. L.; GARCÍA-MINA, J. M. Structure-property-function relationship of humic substances in modulating the root growth of plants: a review. **Journal of Environmental Quality**, v. 1, p. 1622-1632, 2019.

GARCÍA-MINA, J.; ANTOLÍN, M.; SANCHEZ-DIAZ, M. Metal-humic complexes and plant micronutrient uptake: a study based on different plant species cultivated in diverse soil types. **Plant and Soil**, v. 258, p. 57-68, 2004. DOI: https://doi.org/10.1023/B:PLSO.0000016509.56780.40.

GHALEY, B. B.; WÖSTEN, H.; OLESEN, J. E.; SCHELDE, K.; BABY, S.; KARKI, Y. K.; BØRGESEN, C. D.; SMITH, P.; YELURIPATI, J.; FERRISE, R.; BINDI, M.; KUIKMAN, P.; LESSCHEN, J-P.; PORTER, J. R. Simulation of soil organic carbon effects on long-term winter wheat (*Triticum aestivum*) production under varying fertilizer inputs. **Frontiers in Plant Science**, v. 9, 1158, 2018. DOI: https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01158.

GÜNGÖR, E. B. O.; BEKBÖLET, M. Zinc release by humic and fulvic acid as influenced by pH, complexation and DOC sorption. **Geoderma**, v. 159, p. 131-138, 2010. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.07.004.

GUPPY, C. N.; MENZIES, N. W.; MOODY, P. W.; BLAMEY, F. P. C. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: A review. **Australian Journal of Soil Research,** v. 43, p. 189-202, 2005. DOI: https://doi.org/10.1071/SR04049.

HALPERN, M.; BAR-TAL, A.; OFEK, M.; MINZ, D.; MULLER, T.; YERMIYAHU, U. The use of biostimulants for enhancing nutrient uptake. **Advances in Agronomy**, v. 130, p. 141-174, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/bs.agron.2014.10.001.

HARTZ, T. K.; BOTTOMS, T. G. Humic substances generally ineffective in improving vegetable crop nutrient uptake or productivity. **Horticulture Science**, v. 45, p. 906-910, 2010.

HUE, N. V. Alleviating soil acidity with crop residues. **Soil Science**, v. 176, p. 543-549, 2011. DOI: https://doi.org/10.1097/SS.0b013e31822b30f1.

HUE, N. V.; LICUDINE, D. L. Amelioration of subsoil acidity through surface application of organic manures. **Journal of Environmental Quality**, v. 28, p. 623-632, 1999.

JINDO, K.; MARTIM, S. A.; NAVARRO, E. C.; PÉREZ-ALFOCEA, F.; HERNANDEZ, T.; GARCIA, C.; AGUIAR, N. O.; CANELLAS, L. P. Root growth promotion by humic acids from composted and non-composted urban organic wastes. **Plant Soil**, v. 353, p. 209-220, 2012. DOI: https://doi.org/10.1007/s11104-011-1024-3.

JINDO, K.; OLIVARES, F. L.; MALCHER, D. J. P.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; KEMPENAAR, C.; CANELLAS, L. P. From lab to field: role of humic substances under open-field and greenhouse conditions as biostimulant and biocontrol agent. **Frontiers in Plant Science**, v. 11, 426, 2020. DOI: https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00426.

JOHNSTON, A. E.; POULTON, P. R.; COLEMAN, K. Soil organic matter: its importance in sustainable agriculture and carbon dioxide fluxes. **Advances in Agronomy**, v. 101, p. 1-57, 2009.

JUSTI, M.; MORAIS, E. G.; SILVA, C. A. Fulvic acid in foliar spray is more effective than humic acid via soil in improving coffee seedlings growth. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 65, p. 1969-1983, 2019. DOI: https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1584396.

JUSTI, M.; FREITAS, M. P.; SILLA, J. M.; NUNES, C. A. SILVA, C. A. Molecular structure features and fast identification of chemical properties of metal carboxylate complexes by FTIR and partial least square regression. **Journal of Molecular Structure**, v. 1237, 130405, 2021a. DOI: https://doi.org/10.1016/j.molstruc.2021.130405.

JUSTI, M.; SILVA, C. A.; SILLA, J. M.; FREITAS, M. P.; MORAIS, E. G. Influence of complex stability on iron accumulation and redistribution for foliar-applied iron-organic acid complexes in maize. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 68, p. 1131-1144, 2021b. DOI: https://doi.org/10.1080/03650340.2020.1870678.

KOCHIAN, L. V.; HOEKENGA, O. A.; PIÑEROS, M. A. How do crop plants tolerate acid soils? Mechanisms of aluminum tolerance and phosphorous efficiency. **Annual Review of Plant Biology**, v. 55, p. 459-493, 2004. DOI: https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.55.031903.141655.

LAL, R. Carbon management in agricultural soils. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 12: p. 303-322, 2007. DOI: https://doi.org/10.1007/s11027-006-9036-7.

LIAO, J.; LIU, X.; HU, A.; SONG, H.; CHEN, X.; ZHANG, Z. Effects of biochar-based controlled release nitrogen fertilizer on nitrogen-use efficiency of oilseed rape (*Brassica napus* L.). **Scientific Reports**, v. 10, 11063. 2020. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-020-67528-y.

LIU, J.; HUE, N. V. Ameliorating subsoil acidity by surface application of calcium fulvates derived from common organic materials. **Biology and Fertility of Soils**, v. 21, p. 264-270, 1995.

LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G. A career perspective on soil management in the Cerrado Region of Brazil. **Advances in Agronomy**, v. 137, p. 1-72, 2016.

LOPES, A. S.; WIETHOLTER, S; GUILHERME, L. R. G.; SILVA, C. A. **Sistema plantio direto: bases para o manejo da fertilidade.** São Paulo: Anda, 2004. 110 p.

LOVATO, R. **Dinâmica do carbono e do nitrogênio do solo afetada por preparos do solo, sistemas de cultura e adubo nitrogenado**. 2001, 130 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

LYONS, G.; GENC, Y. Commercial humates in agriculture: real substance or smoke and mirrors? **Agronomy**, v. 6, p. 1-8, 2016.

MALUF, H. J. G. M.; SILVA, C. A.; MORAIS, E. G.; PAULA, L. H. D. Is composting a route to solubilize low-grade phosphate rocks and improve map-based composts? **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v. 42, e0170079, 2018. DOI: https://doi.org/10.1590/18069657rbcs2017007.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2nd ed. New York: Academic Press, 1995. 889 p.

MASSABNI, A. C.; CORBI, P. P.; MELNIKOV, P.; ZACHARIAS, M. A.; RECHENBERG, H. R. Four new metal complexes with the amino acid deoxyalliin. **Journal of the Brazilian Chemistry Society**, v. 16, p. 718-722, 2005.

MENGEL, K.; GEURTZEN, G. Iron chlorosis on calcareous soils. Alkaline nutritional condition as the cause for the chlorosis. **Journal of Plant Nutrition**, v. 9, p. 161-173, 1986. DOI: https://doi.org/10.1080/01904168609363434.

MIELNICZUK, J. M.; BAYER, C.; VEZZANI, F. M.; LOVATO, T.; FERNANDES, F. F.; DEBARBA, L. Manejo de solo e culturas e sua relação com os estoques de carbono e nitrogênio do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 3, p. 209-248, 2003.

MIKANOVÁ, O.; ŠIMON, T.; JAV REK, M.; VACH, M. Relationships between winter wheat yields and soil carbon under various tillage systems. **Plant, Soil and Environment**, v. 58, p. 540-544, 2012.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A.; CALEGARI, A. Efeito de material vegetal na acidez do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 17, p. 411-416, 1993.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A.; FRANCHINI, J. C. Neutralização da acidez do perfil do solo por resíduos vegetais. **Informações Agronômicas,** v. 92, p. 1-8, 2000.

MORAES SA, J. C.; TIVET, F.; LAL, R.; BRIEDIS, C.; HARTMAN, D. C.; SANTOS J., Z.; SANTOS J. B. Long-term tillage systems impacts on soil C dynamics, soil resilience and agronomic productivity of a Brazilian Oxisol. **Soil and Tillage Research**, v. 136, p. 38-50, 2014.

MORAIS, E. G.; SILVA, C. A.; ROSA, S. D. Nutrient acquisition and eucalyptus growth affected by humic acid sources and concentrations. **Semina**: Ciências Agrárias, v. 39, p. 1417-1435, 2018. DOI: https://doi.org/10.5433/1679-0359.2018v39n4p1417.

MORAIS, E. G.; SILVA, C. A.; MALUF, H. J. G. M. UV-visible spectroscopy as a new tool to predict the bioactivity of humic fragments induced by citric/oxalic acids on eucalyptus nutrition and growth. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 51, p. 2830-2845, 2021a.

MORAIS, E. G.; SILVA, C. A.; MALUF, H. J. G. M. Soaking of seedlings roots in humic acid as an effective practice to improve eucalyptus nutrition and growth. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 52, p. 1399-1415, 2021b.

MOSCHINI, B.; SILVA, C. A. Nutrição e crescimento do tomateiro em função da interação ácido húmico-boro. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 41, p. 663-673, 2018.

NARDI, S.; RENIERO, F.; CONCHERI, G. Soil organic matter mobilization by root exudates of three maize hybrids. **Chemosphere**, v. 35, p. 2237-2244, 1997.

NARDI, S.; SCHIAVON, M.; FRANCIOSO, O. Chemical structure and biological activity of humic substances define their role as plant growth promoters. **Molecules**, v. 26, 2256, 2021. DOI: https://doi.org/10.3390/molecules26082256.

NARDI, S.; PIZZEGHELLO, D.; MUSCOLO, A.; VIANELLO, A. Physiological effects of humic substances on higher plants. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 34, p. 1527-1536, 2002.

NARDI, S.; PIZZEGHELLO, D.; SCHIAVON, M.; ERTANI, A. Plant biostimulants: physiological responses induced by protein hydrolyzed-based products and humic substances in plant metabolism. **Scientia Agricola**, v. 73, p. 18-23, 2016.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: UFV, 1999. 399 p.

OLAETXEA, M.; DE HITA, D.; GARCÍA, A. C.; FUENTES, M.; BAIGORRI, R.; MORA, V.; GARNICA, M.; URRUTIA, O.; ERRO, J.; ZAMARREÑO, A. M; BERBARA, R. L.; GARCIA-MINA, J. M. Hypothetical framework integrating the main mechanisms involved in the promoting action of rhizospheric humic substances on plant root- and shoot- growth. **Applied Soil Ecology**, v. 123, p. 521–537, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.06.007.

OLDFIELD, E. E.; BRADFORD, M. A.; WOOD, S. A. Global meta-analysis of the relationship between soil organic matter and crop yields. **Soil**, v. 5, p. 15–32, 2019. DOI: https://doi.org/10.5194/soil-5-15-2019.

OLIVEIRA, F. H. T.; NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; CANTARUTTI, R. B.; BARROS, N. F. Fertilidade do solo no sistema plantio direto. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 2, p. 393-486, 2002.

PAVAN, M. A.; BINGHAM, F. T.; PRATT, P. F. Chemical and mineralogical characteristics of selected acid soils of the State of Paraná, Brazil. **Turrialba**, v. 35, p. 131-139, 1985.

PAVAN, M. A.; CHAVES, J. C. D.; SIQUEIRA, R.; ANDROCIOLI FILHO, A.; COLOZZI FILHO, A.; BALOTA, E. L. High coffee population density to improve fertility of an Oxisol. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, p. 459-465, 1999.

PERMINOVA, I. V. From green chemistry and nature-like technologies towards ecoadaptive chemistry and technology. **Pure and Applied Chemistry**, v. 91, p. 851-864, 2019. DOI: https:doi.org/10.1515/pac-2018-1110.

PERMINOVA, I.; GARCÍA-MINA, J-M.; KNICKER, H.; MIANO, T. Humic substances and nature-like technologies. Learning from nature: understanding humic substances structures and interactions for the development of environmentally friendly, nature-like technologies. **Journal of Soils and Sediments**, v. 19, p. 2663-2664, 2019. DOI: https://doi.org/10.1007/s11368-019-02330-6.

PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances. **Soil Science**, v. 166, p. 810-832, 2001.

PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances: a novel understanding of humus chemistry and implications in soil science. **Advances in Agronomy**, v. 75, p. 57-134, 2002. DOI: https://doi.org/10.1016/s0065-2113(02)75003-7.

PICCOLO, A.; NARDI, S.; CONCHERI, G. Macromolecular changes of humic substances induced by interaction with organic acids. **European Journal of Soil Science**, v. 47, p. 319-328, 1996.

PICCOLO, A.; CONTE, P.; SPACCINI, R.; CHIARELLA, M. Effects of some dicarboxylic acids on the association of dissolved humic substances. **Biology and Fertility of Soils**, v. 37, p. 255-259, 2003.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. Piracicaba: IPNI, 2011. 420 p.

RENGEL, Z.; MARSCHNER, P. Nutrient availability and management in the rhizosphere: exploiting genotypic differences. **New Phytologist**, v. 168, p. 305-312, 2005.

RESENDE, A. V.; FONTOURA, S. M. V.; BORGHI, E.; SANTOS, F. C.; KAPPES, K.; MOREIRA, S. G.; OLIVEIRA JUNIOR, A.; BORIN, A. L. D. C. Solos de fertilidade construída: características, funcionamento e manejo. **Informações Agronômicas**, v. 56, p. 1-19, 2016.

RESENDE, M.; CURI, N.; LANI, J. L. Reflexões sobre o uso dos solos brasileiros. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 2, p. 593-643, 2002.

ROSA, S. D.; SILVA, C. A.; MALUF, H. J. G. M. Wheat nutrition and growth as affected by humic acid-phosphate interaction. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 181, p. 870-877, 2018. DOI: https://doi.org/10.1002/jpln.201700532.

ROSE, M. T.; PATTI, A. F.; LITTLE, K. R.; BROWN, A. L.; JACKSON, W. R.; CAVAGNARO, T. R. A meta-analysis and review of plant-growth response to humic substances: Practical implications for agriculture. **Advances in Agronomy**, v. 124, p. 37-89, 2014.

SALET, R. L.; ANGHINONI, I.; KOCHHMANN, R. A. Atividade do alumínio na solução do solo do sistema plantio direto. **Revista Científica**, v. 1, p. 9-13, 1999.

SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais.** Porto Alegre, Gênesis, 1999. 491 p.

SHETTY, R.; VIDYA, C. S-N.; PRAKASH, N. B.; LUX, A.; VACULÍK, M. Aluminum toxicity in plants and its possible mitigation in acid soils by biochar: A review. **Science of the Total Environment,** v. 765, 142744, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142744.

SHI, W.; JU, Y.; BIAN, R.; LI, L.; JOSEPH, S.; MITCHELL, D. R.; MUNROE, P.; TAHERYMOOSAVI, S.; PAN, G. Biochar bound urea boosts plant growth and reduces nitrogen leaching. **Science of The Total Environment**, v. 701, 134424, 2020.

SILVA, C. A. Uso de resíduos orgânicos na agricultura. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. O. (ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo; ecossistemas tropicais & subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 597-624.

SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E. (ed.). **Cerrado: correção do solo e adubação**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. 416 p.

SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E.; REIN, T. A. **Uso do gesso agrícola nos solos do Cerrado**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2005. 19 p.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry. Genesis, composition, reactions**. 2nd Ed. New York: John Wiley and Sons, 1994. 512 p.

STEVENSON, F. J.; COLE, M. A. **Cycles of Soils:** Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients. 2nd New Jersey: Wiley, Hoboken, 2008. 448 p.

SUTTON, R.; SPOSITO, G. Molecular structure in soil humic substances: the new view. **Environmental Science & Technology**, v. 39, p. 9009-9015, 2005.

URRUTIA, O.; ERRO, J.; GUARDADO, I.; SAN FRANCISCO, S.; MANDADO, M.; BAIGORRI, R.; YVIN, J. C.; GARCÍA-MINA, J. M. Physico-chemical characterization of humic-metal-phosphate complexes and their potential application to the manufacture of new types of phosphate-based fertilizers. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 177, p. 128-133, 2013. DOI: https://doi.org/10.1002/jpln.201200651.

WEIL, R. R.; BRADY, N. C. **The nature and properties of soils.** Columbus: Pearson, 2016. 1104 p.

ZANIN, L.; TOMASI, N.; CESCO, S.; VARANINI, Z.; PINTON, R. Humic substances contribute to plant iron nutrition acting as chelators and biostimulants. F**rontiers in Plant Science,** v. 10, article 675, 2019. DOI: https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00675.

Capítulo 3

Relações da matéria orgânica com atributos físicos de solos de regiões subtropicais e tropicais brasileiras

Cassio Antônio Tormena
João Carlos de Moraes Sá
Getulio Coutinho Figueiredo
Eduardo da Costa Severiano
Rachel Muylaert Locks Guimarães
Renato Paiva de Lima

A visão sistêmica do carbono e as interligações com a estrutura e os atributos físicos, químicos e biológicos do solo

O solo tem como finalidade proporcionar o suprimento adequado de ar, água e nutrientes às plantas e às raízes. Ao ocuparem os poros do solo, devem ter à sua disposição esses três componentes para os cultivos se desenvolverem e expressarem o seu potencial genético de produção. Os poros do solo são classificados por tamanho (raio equivalente) e, em geral, constituem três classes das quais as raízes das plantas absorvem água, nutrientes e respiram o oxigênio: micro- (5 a 30 μm), meso- (30 a 75 μm) e macroporos (> 75 μm). Os elementos essenciais às plantas possuem tamanho de cerca de 6.000 a 10.000 vezes menor do que um microporo. Por exemplo, o magnésio possui 1,30 angstrons (1 micrômetro = 10.000 angstrons) de diâmetro; o cálcio, 1,74; o potássio, 1,96; e o enxofre, 1,84 angstrons. A função da matéria orgânica do solo (MOS), como o principal agente cimentante, é promover o agrupamento de partículas dispersas, microestruturas, micro-, meso- e macroagregados, que resulta na construção da estrutura do solo e formação de poros (Tivet et al., 2013; Ferreira et al., 2018). Além disso, a MOS controla a magnitude e a interação de processos-chave no ambiente, e o seu decréscimo, devido à oxidação decorrente do uso contínuo de preparo do solo, afeta a funcionalidade e a expressão dos atributos físicos, químicos e biológicos, conduzindo o solo à degradação (Figura 1).

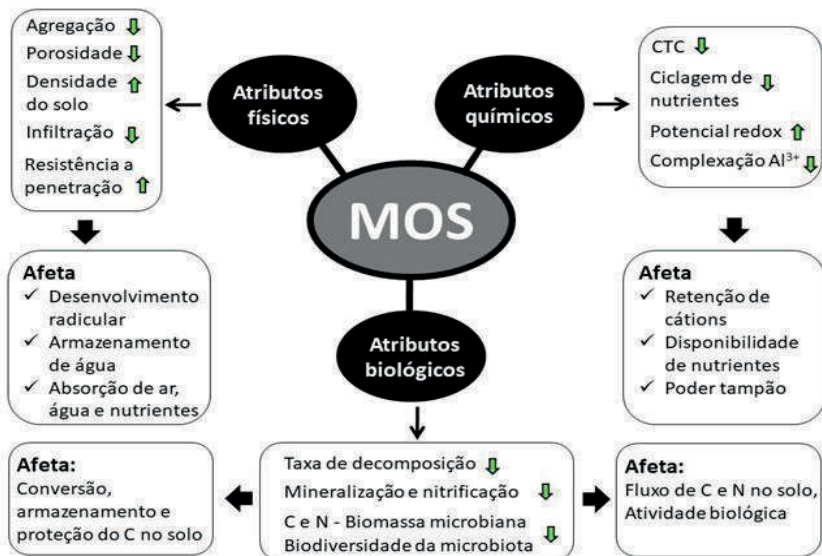



Figura 1. Impacto do decréscimo da matéria orgânica do solo (MOS) em processos e atributos físicos, químicos e biológicos (setas para baixo = diminui; setas para cima = aumenta).
Fonte: Sá et al. (2019).

Aspectos físicos, tais como estado de agregação, porosidade total, infiltração e armazenamento de água, diminuem com o decréscimo da MOS. O mesmo ocorre com o pH, a CTC, a disponibilidade de nutrientes, a respiração do solo, a quantidade de C e N microbiano e a proteção do C intra-agregado. Em média, o C representa cerca de 58% da MOS e o processo de transformação do C dos resíduos culturais até a sua associação com os minerais de argila, micro e macroagregados do solo são apresentados na Figura 2. O resultado da transformação dos compostos orgânicos dos resíduos culturais em MOS é o aumento expressivo de compostos aromáticos com cadeia longa do tipo polifenóis e ligninas (Figura 2e). Os processos de reagrupamento das diversas classes de agregados e de reorganização da estrutura têm como componentes principais a cobertura do solo via resíduos culturais e a ação das raízes (Figura 3).

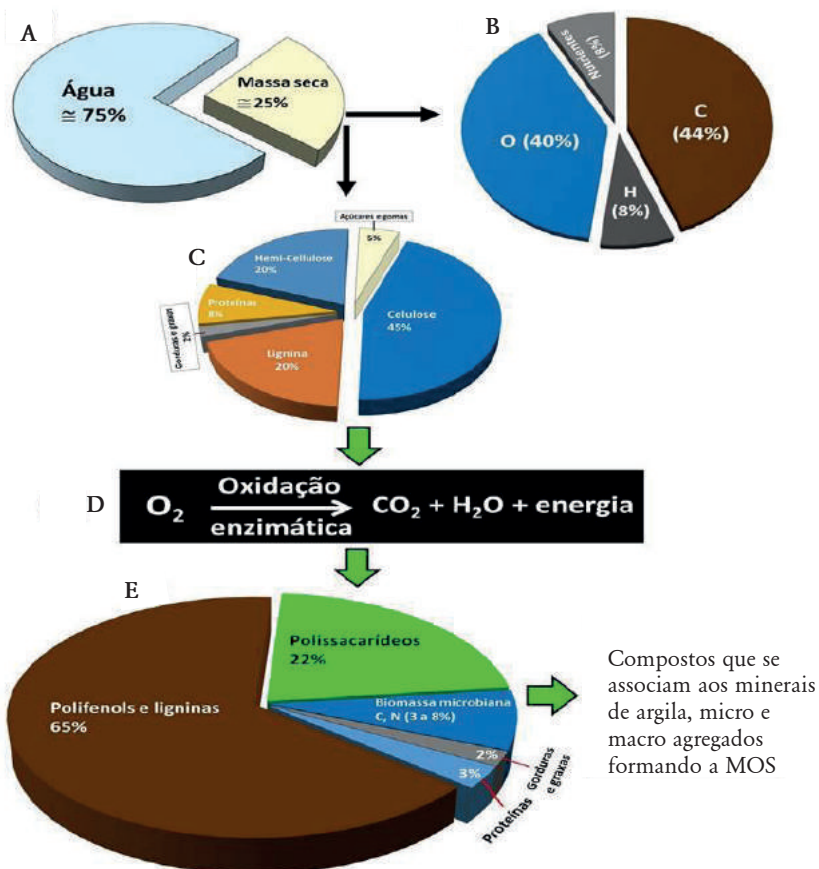



Figura 2. Sequência de formação da matéria orgânica do solo oriunda da decomposição dos resíduos culturais: (A) porcentagem de água e massa seca dos resíduos culturais; (B) composição elementar dos resíduos culturais; (C) porcentagem dos compostos orgânicos que constituem a MOS; (D) reação de oxidação enzimática na transformação dos compostos orgânicos em MOS; (E) porcentagem dos principais constituintes da MOS associados aos minerais.

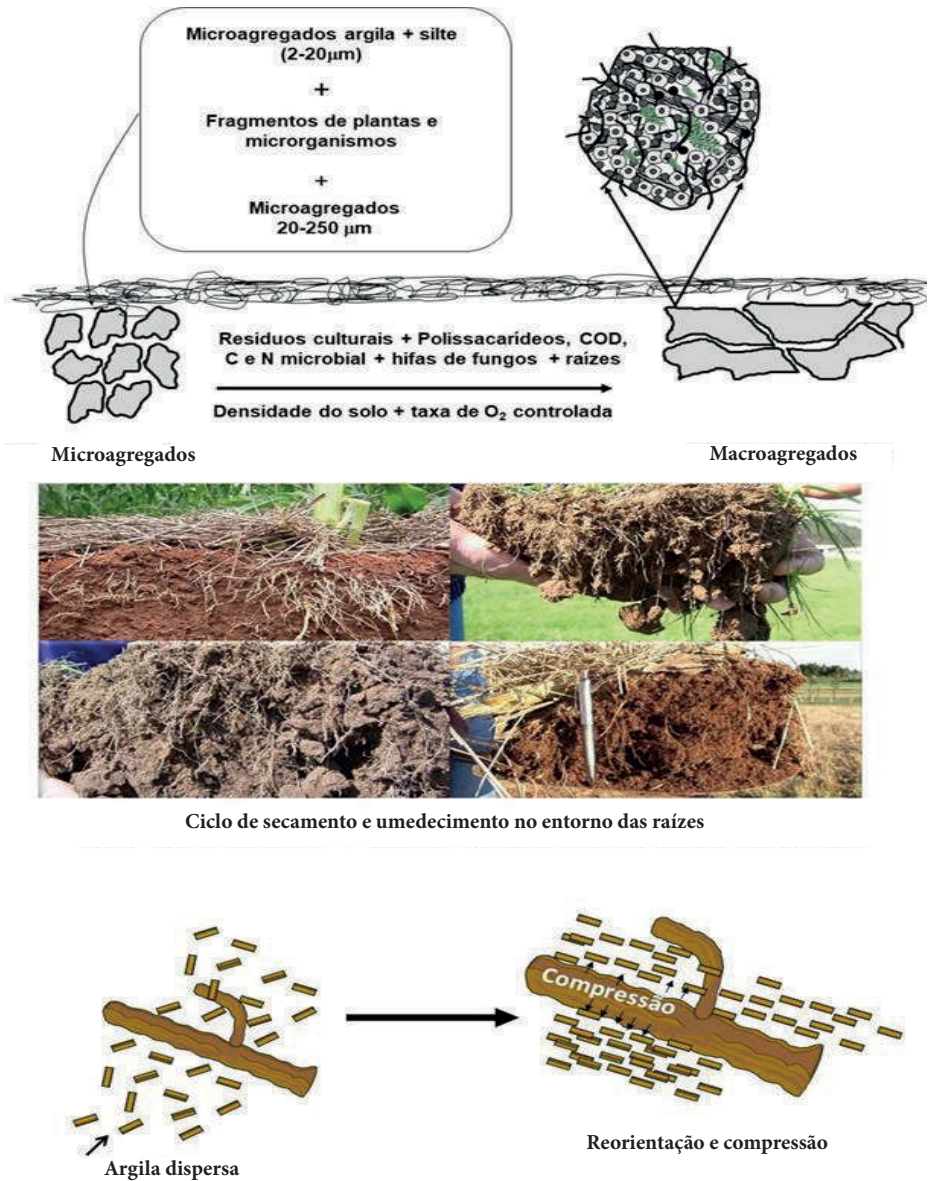



Figura 3. Caminho da formação dos agregados e reorganização da nova estrutura do solo.

A manutenção de cobertura permanente do solo (viva ou resíduos culturais = parte aérea + raízes) promove três ações fundamentais para a reorganização da nova estrutura (Tivet et al., 2013; Briedis et al., 2016; Ferreira et al., 2018): a)

amortece o impacto das gotas de chuva que causam a dispersão de partículas, microestruturas, micro e macroagregados; b) mantém os macroagregados protegidos, reduzindo a taxa de oxidação do C intra-agregado; c) as raízes do cultivo de cobertura criam um processo de secamento e umedecimento ao seu redor proporcionando aproximação, compressão e reorganização de partículas e microestruturas dispersas além de promover o entrelaçamento dos agregados. Ao mesmo tempo, as raízes exsudam compostos orgânicos – glomalinas, polissacarídeos e aminoácidos interestratificados – que atuam como agente cimentante, promovendo maior estabilidade e longevidade da nova estrutura do solo. Com o tempo, a adição frequente de palhada e de raízes cria um fluxo contínuo de C e N, alojando-se nas frações granulométricas do solo (Figura 4) em diferentes estágios de oxidação dos compostos orgânicos (Sá et al., 2001).

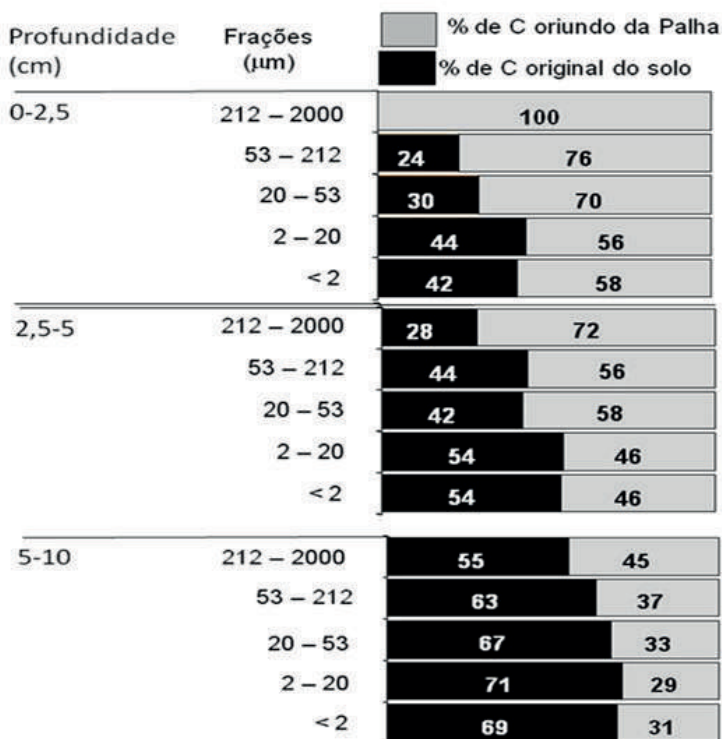



Figura 4. Porcentagens de carbono (C) procedente dos resíduos culturais, convertidos em C orgânico do solo (em cinza), e de C original (em preto) de um Latossolo Vermelho argiloso, há 22 anos, em sistema de plantio direto. A discriminação do C associado ao diâmetro das frações granulométricas do solo ocorreu por meio da técnica isotópica do C^{13}, identificando a origem do C dos resíduos culturais e do solo.

Fonte: Sá et al. (2001)

O acúmulo de C no solo inicia nas frações mais lábeis (212 a 2000 µm) constituídas por diversos tipos de compostos orgânicos, tais como os açúcares simples, proteínas interestratificadas, polissacarídeos de cadeia longa e as glomalinas que atuam como aglutinadores. Na sequência, o C orgânico particulado (53 a 212 µm) exerce um papel fundamental que atua como ponte para a estabilização do C, e proporciona maior longevidade do C intra-agregado. Essa fração é o caminho para a formação de compostos mais resistentes (Tivet et al., 2013; Ferreira et al., 2018), aromatizados e associados aos minerais de argila e silte (20-53, 20-2 e < 2 µm). Esse processo é dependente do aporte contínuo de biomassa-C (parte aérea e raízes) e da ausência de revolvimento do solo, para garantir a estabilidade da nova estrutura. Os atributos físicos, tais como densidade do solo, resistência à penetração e infiltração de água no solo, respondem positivamente a essa construção do C nas distintas frações, resultando em melhor performance dos cultivos.

O conteúdo de argila condiciona a capacidade de armazenamento de C no solo (Figura 5) e, quanto maior o seu conteúdo, maior será a capacidade em armazenar C (Sá et al., 2013). Nas camadas superficiais (0-10 e 10-20 cm), o armazenamento de C não é controlado somente pelo conteúdo de argila do solo. Nesse caso, o aumento do pH e, especialmente, do conteúdo de Ca e Mg em resposta à calagem e ao uso de gesso, atuam direta e positivamente no acúmulo de C (Inagaki et al., 2017). O incremento do conteúdo de C nessas camadas de solo resulta na formação de ponte catiônica com as cargas negativas dos óxidos e hidróxidos de Fe e Al (cargas variáveis), oriundas do aumento do pH e dos radicais carboxila dos compostos orgânicos (Inagaki et al., 2016). Nas camadas de solo mais profundas, entre 70 e 100 cm, a capacidade de acúmulo de C chega ser três vezes inferior do que na camada de 0-10 cm (Figura 5), tanto para Latossolos quanto para Cambissolos em região subtropical. Em solos muito intemperizados de regiões tropicais, os radicais carboxila colapsam em torno das cargas positivas de óxidos e hidróxidos de Fe e de Al (Figura 6A), aumentando os sítios de carga negativa.

O aumento da capacidade de armazenamento de C é também fortemente influenciado pelo conteúdo de argila (Figura 6C). Em consequência, a CTC responde positiva e linearmente ao aumento de C no solo (Figura 6B). Estas modificações afetam positivamente a capacidade do sistema em produzir biomassa aos sistemas de produção, e gera acúmulo de COS e influencia positivamente a organização estrutural do solo. É bem reconhecido que o COS atua na formação da estrutura do solo em diferentes níveis do processo de agregação. A agregação do solo é considerada um importante atributo físico do solo que influencia muitos processos e funções, como o movimento e armazenamento de água e ar,

a resistência do solo à penetração das raízes, o comportamento do solo frente aos estresses aplicados pelas atividades antrópicas, dentre outros. Portanto, estratégias de manejo que propiciam o acúmulo de COS, a exemplo do sistema de plantio direto, afetam a estrutura do solo com reflexos em propriedades e processos físicos com interesse agronômico e ambiental.

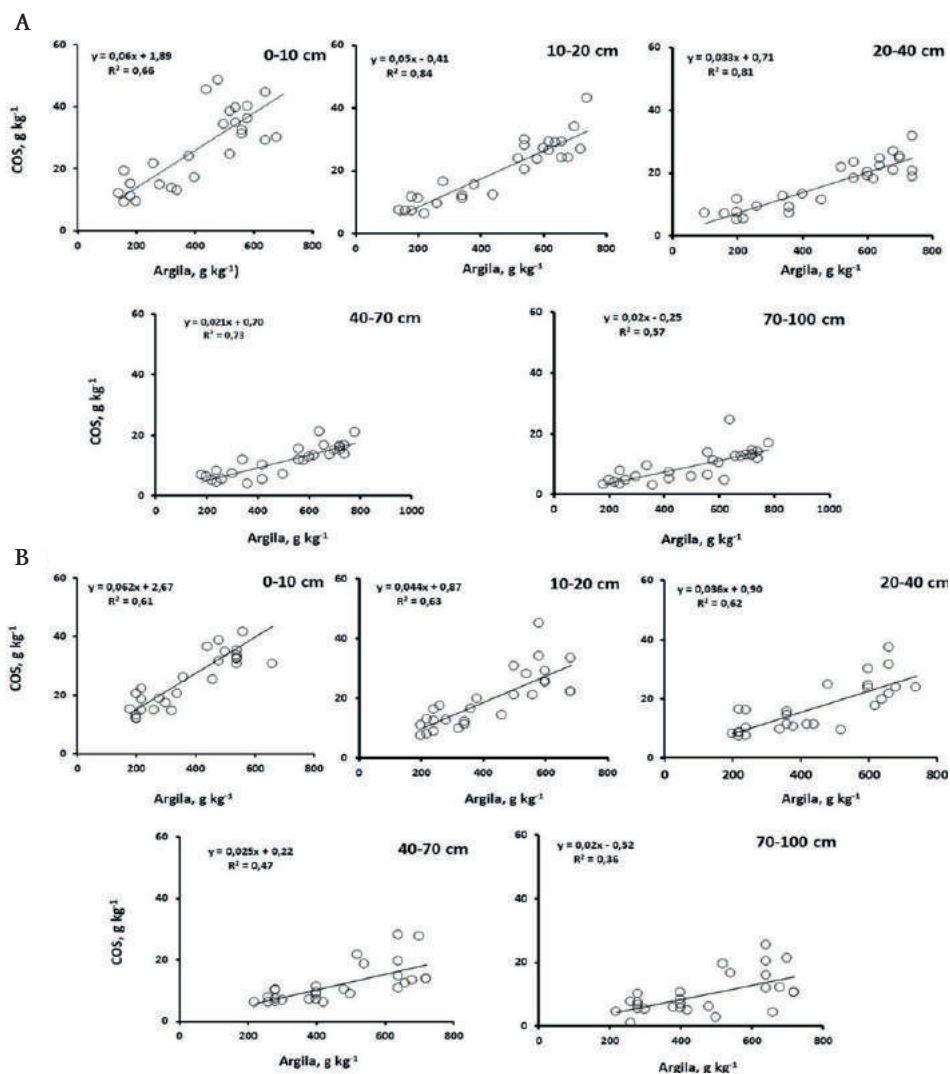



Figura 5. Relação entre o carbono orgânico total do solo (COS): (A) resultados referentes a 27 perfis de Latossolo Vermelho; (B) resultados de 25 perfis de Cambissolos coletados nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-70 e 70-100 cm de profundidade na região dos Campos Gerais, PR.

Fonte: Sá et al. (2013)

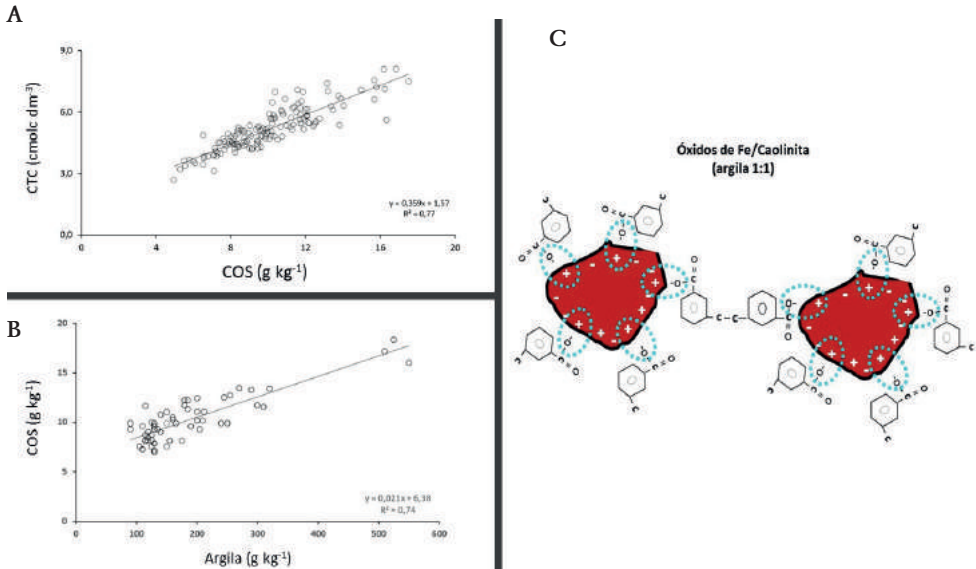



Figura 6. (A) Ligação dos radicais carboxila com as cargas positivas de óxidos e hidróxidos de Fe e Al e caulinita formando um filme ao redor da partícula que gera novos sítios de carga negativa; (B) relação linear entre o carbono orgânico do solo (COS) e a capacidade de troca de cátions (CTC) e, (C) relação entre o conteúdo de argila e o carbono. Amostras coletadas em Primavera do Leste, MT.

Relação entre a MOS e alguns atributos físicos dos solos

Densidade do solo e grau de compactação

A densidade do solo é medida pela razão entre a massa de sólidos e volume do solo e é uma das propriedades físicas mais frequentemente medida em estudos ligados à física do solo. É bem conhecida a influência da matéria orgânica (MO) na densidade do solo em função de seus efeitos na agregação e aos menores valores de densidade de suas partículas comparada à fração mineral do solo (Braida et al., 2006). Valores médios de densidade de partículas da fração orgânica têm sido considerados entre 0,60 e 1,50 Mg m^{-3}, muito menores em relação ao valor de 2,65 Mg m^{-3}, tomado frequentemente como valor médio para a fração mineral (Klein, 2014), a qual pode ser ainda maior dependendo da composição mineralógica do solo. Portanto, incrementos nos conteúdos de MO promovem reduções na densidade de partículas e do solo, como é observado nos horizontes mais superficiais do solo. Além do efeito da MO, a densidade do solo é afetada fortemente pela composição granulométrica do solo e, sob as mesmas condições estruturais, a densidade do solo diminui com o aumento do conteúdo de argila do solo (Libardi, 2005; Marcolin; Klein,

2011). Contudo, a ampla variação na composição granulométrica e mineralógica dos solos tropicais brasileiros, com cargas dependentes de pH, a MO pode afetar aspectos da estrutura da matriz porosa, com reflexos na densidade do solo e em outras propriedades e processos físicos dos solos.

Os resultados obtidos em diferentes estudos no Brasil mostram que a densidade do solo é afetada pelo conteúdo de COS (Dias Junior; Miranda, 2000; Souza; Alves, 2003; Braida et al., 2006; Marcolin; Klein, 2011; Luciano et al., 2012). A maior parte dos estudos para quantificar os efeitos de sistemas de uso e manejo na densidade do solo são restritos às camadas mais superficiais. Sá et al. (2013) retrataram um inventário da densidade do solo e de MO no perfil de solo até 1 m de profundidade (n = 1064 amostras) para vários solos e condições de uso e manejo na região dos Campos Gerais, no Estado do Paraná (Figura 7).

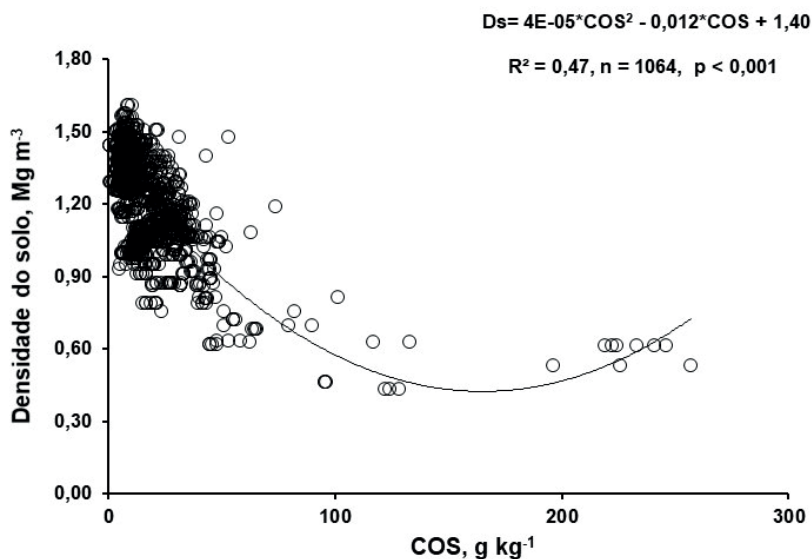



Figura 7. Relação entre o carbono orgânico do solo (COS) e a densidade de solo em solos da região dos Campos Gerais (PR), envolvendo 1064 amostras coletadas em camadas até 100 cm de profundidade.
Fonte: Sá et al. (2013).

A densidade do solo é reduzida com o aumento do conteúdo de COS, independentemente da camada estudada. Apesar de não ser mostrado na Figura 7, há redução do valor do coeficiente angular da equação que caracteriza a relação entre as duas variáveis para camadas mais profundas no perfil do solo.

Isto se deve, provavelmente: a) ao menor impacto do manejo na densidade do solo em camadas mais profundas do perfil, mantendo inalterada a estrutura com maior porosidade dentro e entre os agregados destas camadas; b) a redução no conteúdo de COS e da atividade radicular em profundidade, com menor participação do COS como componente da massa de sólidos e na estruturação do solo; c) possíveis incrementos no conteúdo de argila, que promovem reduções da densidade do solo, minimizando o impacto do COS em comparação às camadas mais superficiais.

Possíveis alterações na qualidade da MO podem refletir na forma e na estabilidade da estrutura em relação aos processos antrópicos que atuam nas diferentes camadas do perfil do solo. As mudanças da densidade do solo atreladas ao COS afetam características do sistema poroso do solo, as quais governam a dinâmica de água e ar no sistema solo-planta-atmosfera, na atividade biológica e crescimento das raízes, bem como a acessibilidade à água e nutrientes pelas plantas. A densidade do solo é um indicador da compactação e da impedância mecânica às raízes: aumento da densidade associado com redução do COS diminui a macroporosidade e a aeração, aumenta a resistência do solo à penetração, retarda o movimento de água e nutrientes, e afeta a qualidade física do solo para a produção agrícola.

Não obstante a densidade do solo ser utilizada para caracterizar o efeito do tráfego de máquinas agrícolas sobre os solos, esta não contém informações suficientes para caracterizar o grau de compactação dos solos (Hankansson, 2005). A influência da composição granulométrica, da mineralogia e do COS dificulta a definição de valores ou faixa de valores ótimos de densidade do solo para a produção agrícola. Neste contexto, a densidade do solo relativa ou grau de compactação (GC) tem sido estratégia útil para comparações e definições, ainda que empíricas, do estado de compactação dos solos.

O GC (GC=Ds/Dsref) é definido pela razão entre a densidade do solo (Ds) obtida no campo e o valor de densidade do mesmo solo após tratamento padronizado de compactação, denominado de densidade do solo de referência (Dsref). Frequentemente, o ensaio de Proctor normal, com aplicação de energia 560 kPa, tem sido utilizado para obter a Dsref a partir da curva de compactação do solo. A utilização do ensaio de Proctor é bem descrita por Klein (2014). Valores de GC em torno de 0,87 têm sido relacionados com maiores produtividades agrícolas (Hakansson, 2005), obviamente, dependendo da cultura e condições climáticas. No Brasil, valores ótimos de GC entre 0,80 e 0,90 têm sido documentados por Beutler et al. (2005) e Reichert et al. (2009).

A relação inversa entre a Dsref e o conteúdo de COS em solos brasileiros é documentada em vários estudos (Braida et al., 2006; Viana et al., 2011;

Marcolin; Klein, 2011; Luciano et al., 2012; Broch; Klein, 2017), sugerindo influência positiva da MO na resistência do solo à compactação. O estudo de Marcolin e Klein (2011), realizado com material de 10 solos sob plantio direto, no estado do Rio Grande do Sul, produziu uma função de pedotransferência para estimar a Dsref, a qual foi inversamente relacionada com os conteúdos de argila e de matéria orgânica dos solos (Dsref=2,03133855 - 0,000320878*MOS - 0,00076508*Argila, R^2=0,95, p<0,001). Alguns estudos mostram que há evidências de que a fração silte, ou parte dela, ainda pode representar microagregados não dispersos devido à forte ligação das partículas de argila com a matéria orgânica do solo, especialmente em Latossolos.

A partir dos dados de textura, MO e Dsref dos solos estudados por Marcolin e Klein (2011) e por Broch (2019), avaliou-se se a interação entre MOS e argila+silte afetava a estimativa da Dsref. A análise do conjunto de dados disponibilizados pelos autores mostrou uma interação significativa entre argila + silte *versus* MOS na estimativa da Dsref (Tabela 1).

Tabela 1. Resultados da regressão multivariada entre Dsref e os conteúdos de matéria orgânica e de argila + silte (Argsilte) do solo: Dsref=a+b* MO + c* ArgSilte + d* (MOS* Argsilte) p

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	Valor *t*	P>t
a	2,121185	0,048351	43,87	<0,0001
b	-0,008517	0,001891	-4,51	<0,0001
c	-0,000662	0,000067	-9,79	<0,0001
d	0,000006	0,000002	2,44	0,0170

N=85; F=162,35; P>F:<0,0001; R^2=0,86; MOS e Argsilte (argila+silte) [g kg^{-1}]; Dsref (Mg m^{-3}).
Fonte: Marcolin e Klein (2011) e Broch (2019).

A interação significativa entre as frações mineral e orgânica indica que o efeito do conteúdo de matéria orgânica sobre a Dsref depende do conteúdo de argila+silte e vice-versa, como pode ser descrito pelas Equações 1 e 2:

$$\delta Dsref / \delta ArgSilte = -0{,}000662+0{,}000006*MOS \quad \textbf{(Equação 1)}$$

$$\delta Dsref / \delta MOS = -0{,}008518+0{,}000006*Argsilte \quad \textbf{(Equação 2)}$$

Com o intuito de ilustrar o efeito da interação entre MOS *versus* argila+silte na Dsref, foram selecionados valores médios de argila+silte (708 g kg^{-1}), um desvio padrão acima (911 g kg^{-1}) e um desvio padrão abaixo da média (302 g kg^{-1}). Os resultados estão mostrados na Figura 8.

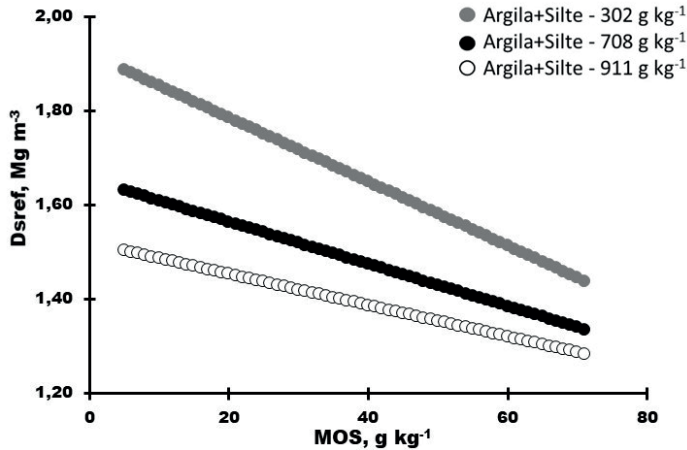



Figura 8. Valores de densidade do solo de referência (Dsref) estimados em função dos conteúdos de matéria orgânica do solo (MOS) e teores de argila+silte.
Fonte: Luciano et al. (2012).

O efeito significativo da interação COS e argila+silte sugere que a ação da MO em reduzir a Dsref depende da composição granulométrica do solo, sendo maior em solos com menores conteúdos de argila+silte (Figura 8). Provavelmente, isto pode estar associado com a qualidade do material orgânico e com a menor interação do COS junto à fração mineral do solo. Os resultados mostrados na Figura 8 sugerem que o COS reduz linearmente a Dsref dos solos, mas a magnitude dos efeitos positivos depende da composição granulométrica do solo. Além da Dsref, a umidade ótima para a compactação no ensaio de Proctor aumenta com o COS (Luciano et al., 2012), o que é relevante para o controle da compactação de solos em sistemas intensivos de produção agrícola.

Resistência do solo à penetração

A resistência do solo à penetração (RP) afeta a elongação e o crescimento radicular, de modo que é amplamente usada como um indicador da qualidade física do solo. Vários estudos em solos brasileiros têm demonstrado que a RP é a propriedade que afeta mais frequentemente o crescimento de raízes mesmo dentro da faixa de umidade entre a capacidade de campo e o ponto de murcha permanente. Apesar de ser um parâmetro físico complexo, a facilidade de quantificar a RP possibilita seu uso amplo na avaliação do estado de compactação do solo diretamente no campo. No entanto, é reconhecido que a RP é dependente da densidade do solo, textura, mineralogia, conteúdos de matéria orgânica e de água (ou potencial da água) no solo. Na literatura internacional há exemplos que demonstram que incrementos de matéria

orgânica diminuem a RP (Ekwue; Stone, 1995; Stock; Downes, 2008; Celik et al., 2010; Negis et al., 2019). Contudo, no Brasil, ainda são poucos os estudos mostrando, de forma direta, os efeitos da MOS sobre a RP.

Efeitos positivos da MO na estrutura e agregação do solo, com consequente redução da densidade e aumento da macroporosidade, via de regra, resultam em diminuição da RP. O uso de modelos empíricos para estimar a RP em função do conteúdo de água e da densidade do solo, indiretamente, já incorporam o efeito da MOS na RP (Tormena et al., 1998; Cavalieri et al., 2006; Calonego; Rosolem, 2011). Tavares Filho et al. (2012) propuseram um modelo em que a inclusão do conteúdo de MO em adição à densidade do solo e conteúdo de água (em base de massa) melhorou a qualidade das estimativas de RP num Latossolo Vermelho eutroférrico argiloso. Assim, o modelo proposto por Tavares Filho et al. (2012), $RP=1,6307*Ds^{2,5663}*U^{-1,0692}*MOS^{-0,5321}$, foi utilizado para demonstrar os efeitos da MO na RP, sendo RP(MPa); Ds, densidade do solo (Mg m^{-3}); U, conteúdo de água do solo (kg kg^{-1}) e MOS, conteúdo de matéria orgânica (g kg^{-1}). Para ilustrar os efeitos do conteúdo de MOS na RP, utilizou-se a amplitude dos valores de umidade (0,26-0,43 kg kg^{-1}), densidade do solo (1,2-1,5 Mg m^{-3}) e conteúdo de MOS equivalentes à media (32,5 g kg^{-1}) e um desvio padrão (±7,76 g kg^{-1}). Os resultados são apresentados nas Figuras 9ab.

Os resultados mostrados na Figura 9 indicam que há redução da RP com o aumento do conteúdo de MOS, e tendência destes efeitos diminuírem com o aumento da umidade e redução da densidade do solo. Além do efeito da agregação, a MOS reduz a fricção e a coesão entre as partículas, o que justifica que a magnitude dos seus efeitos diminua com o conteúdo de água do solo. Do ponto de vista biofísico, o impacto positivo da MOS em reduzir a densidade do solo e a RP pode contribuir para reduzir os estresses a que as culturas estão expostas no campo. Em sistema de plantio direto (SPD), a redução da densidade do solo associada com o aumento do conteúdo de MOS, concomitantemente à cobertura integral do solo para manutenção da umidade do solo, são fundamentais para a eficiência biofísica do SPD na produção agrícola, como recentemente demonstrado por Inagaki et al. (2021). Estudos em outros solos com ampla variação de textura MOS são necessários para consolidar os resultados demonstrados na Figura 9.

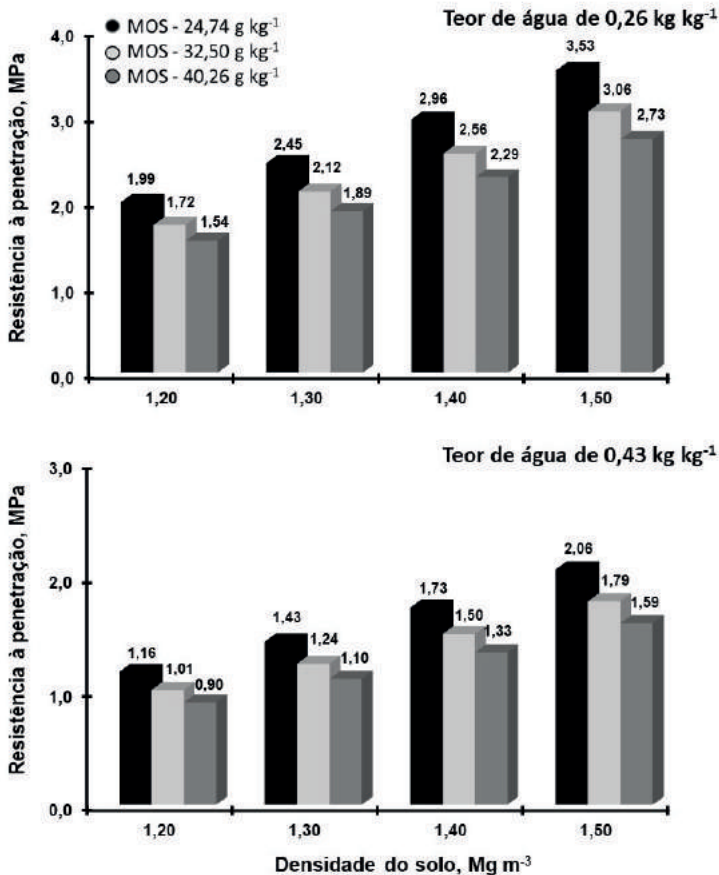



Figura 9. Resistência mecânica à penetração em função da umidade, densidade do solo e conteúdo de matéria orgânica (MOS) de um Latossolo Vermelho eutroférrico argiloso.

Fonte: Adaptado de Tavares Filho et al. (2012).

Porosidade e retenção de água no solo

A concepção de que o COS modifica a distribuição do tamanho de poros e aumenta a retenção de água no solo é amplamente aceita. Entretanto, o efeito do COS sobre a porosidade de solos cultivados parece ser maior para poros estruturais (macroporos) do que para poros texturais (microporos). Isso significa que o efeito do COS é esperado principalmente sobre a construção da agregação e estrutura e, com menor intensidade, sobre a retenção de água no solo. Ademais, o impacto do COS seria maior para solos arenosos e diminuiria com o aumento do conteúdo de argila. Para uma gama de solos examinados em escala global, esses efeitos foram demonstrados por Minasny e McBratney (2018).

A distribuição dos poros no solo pode ser analisada por meio de seus respectivos diâmetros, que, por sua vez, podem ser drenados em potenciais mátricos (Ψ) específicos. Segundo Libardi (2005), os poros do solo podem ser classificados em macroporos (>50 µm; $|\Psi|$ <30 hPa), mesoporos (50-15 µm; $|\Psi|$ 30-100 hPa) e microporos (<15 µm; $|\Psi|$ >100 hPa), cuja soma desses componentes corresponde à porosidade total (ϕ_{total}). A Figura 10 mostra a distribuição das macro (ϕ_{macro}), meso (ϕ_{meso}) e microporosidade (ϕ_{micro}) sob condições de vegetação natural do Cerrado brasileiro para Latossolos com diferentes conteúdos de argila. É possivel notar que os solos com maiores conteúdos de argila acumulam naturalmente mais COS, mas, proporcionalmente, há pouca influência na distribuição de ϕ_{macro}, ϕ_{meso} e ϕ_{micro} em função do gradiente textural. Há ganho na porosidade total (ϕ_{total}) com o aumento de conteúdo de argila, que não dependeria efetivamente do COS para ocorrer sob condições naturais, uma vez que o acréscimo de ϕ_{total} em função do conteúdo de argila é bem conhecido.

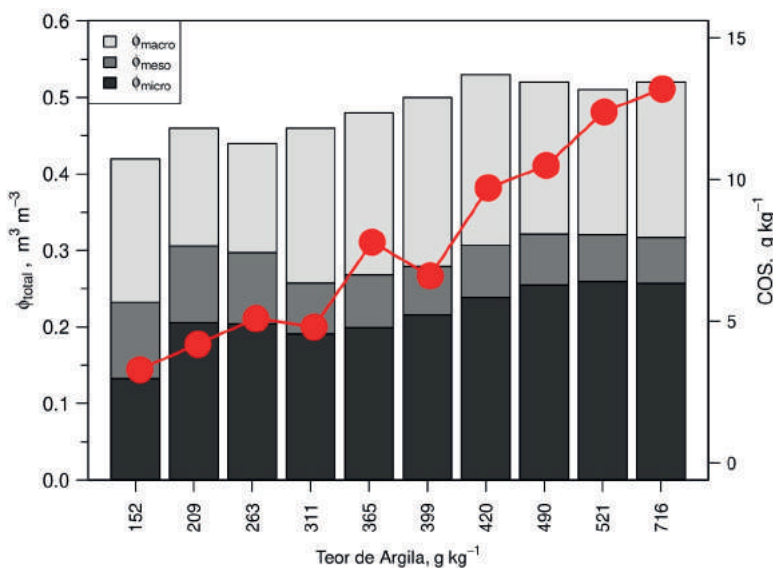



Figura 10. Porosidade total (ϕ_{total}), macro (ϕ_{macro}), meso (ϕ_{meso}) e microporosidade (ϕ_{micro}), e carbono orgânico total (COS) (linha em vermelho) em função do conteúdo de argila de Latossolos sob vegetação natural do Cerrado brasileiro.

Fonte: Adaptado de Severiano et al. (2013).

O efeito do COS sobre a distribuição do tamanho de poros pode ser melhor evidenciada sob o mesmo solo (mesmas textura e mineralogia) para condições de solos naturais e sob cultivo agrícola. A Figura 10 mostra as proporções

de ϕ_{macro}, ϕ_{meso} e ϕ_{micro} de um solo de textura franco-argilo-arenoso cultivado e sob mata nativa em função do conteúdo de COS. É possivel notar que há um ligeiro aumento na proporção de ϕ_{macro} e ϕ_{meso} em função do acréscimo do conteúdo de COS, enquanto a relação com a ϕ_{micro} não é clara, corroborando as observações de Minasny e McBratney (2018). Com estrutura preservada e maior conteúdo de COS, a mata nativa apresenta os valores maiores de ϕ_{macro}, os quais são reduzidos por ação do cultivo. Essa distribuição da porosidade também pode ser observada na curva de retenção de água no solo (Figura 11a), que mostra melhores condições estruturais (maior ϕ_{macro}) para a mata nativa.

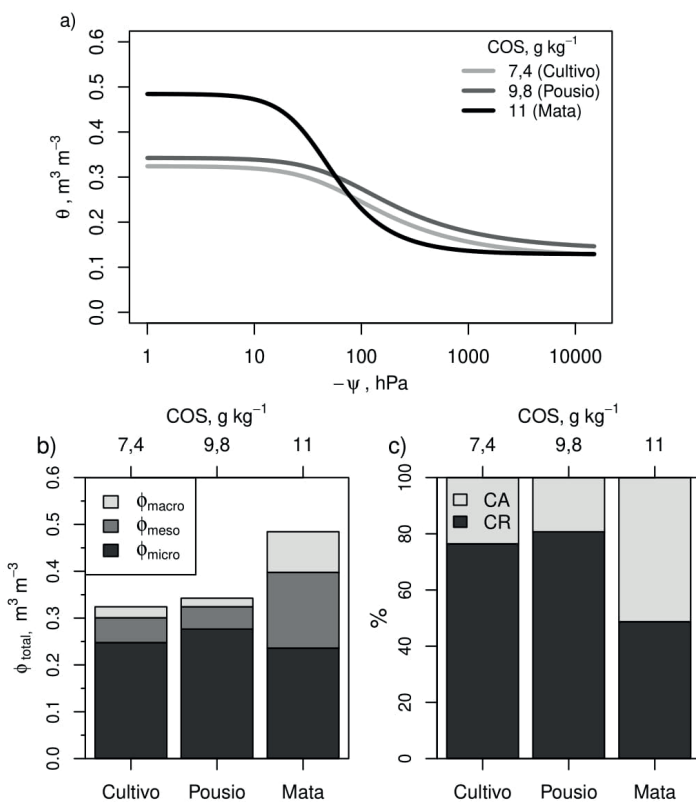



Figura 11. a) curva de retenção de água no solo; b) distribuição de macro (ϕ_{macro}), meso (ϕ_{meso}) e microporosidade (ϕ_{micro}); c) proporções de capacidade de ar (CA) e de retenção de água no solo (CR) (Reynolds, 2009); sob cultivo, pousio e mata nativa e carbono orgânico do solo (COS).

Fonte: Adaptado de Machado (2006).

Segundo Minasny e McBratney (2018), o efeito do carbono orgânico na distribuição dos tamanhos de poros parece ser indireto, por meio da agregação. Assim, sob condições naturais, a distribuição da porosidade se encontra em equilíbrio para um dado solo, textura e mineralogia. Por efeito do cultivo, a estrutura é perturbada e desconstruída pelo preparo do solo e compactação. A Figura 11b mostra um solo cuja proporção de ϕ_{macro} é praticamente perdida devido ao sistema de preparo convencional. Na Figura 11c, é possivel observar que a capacidade de aeração (CA) e a capacidade de retenção (CR) (Reynods, 2002) são afetadas consideravelmente pelas práticas agrícolas e redução do COS. Segundo Dexter (1988), o efeito do C na porosidade do solo pode ser negligível em curto prazo (Cavalcanti et al., 2020), mas pode induzir indiretamente a agregação e a construção da estrutura do solo em longo prazo, como foi discutido no início desse capítulo. Esse efeito pode ser visualizado na Figura 11ab, em que há redução do COS por efeito do cultivo, mas o pousio, que ocorre com ausência do revolvimento, condiciona um ligeiro ganho de COS e, consequentente, de porosidade do solo.

A influência da redução do COS na distribuição da porosidade de um solo cultivado com cana-de-açúcar e em área adjacente de Mata Atlântica é mostrada na Figura 12. Houve redução de COS pelo cultivo de cana-de-açúcar, o que causou diminuição considerável da proporção de ϕ_{macro} e ϕ_{micro}. A proporção de ϕ_{meso} aumentou em relação ao solo sob Mata Atlântica, enquanto que as proporções de CA e CR não foram alteradas. Isso demonstra que, uma vez construída a estrutura do solo, que tem o COS como agente agregante, a proporção de poros no solo pode ser severamente alterada pelo cultivo. Resultados das Figuras 11 e 12 evidenciam que ϕ_{macro} e ϕ_{micro} são severamente afetados pelo manejo, e que o ganho da proporção desses poros passaria pelo *input* de COS.

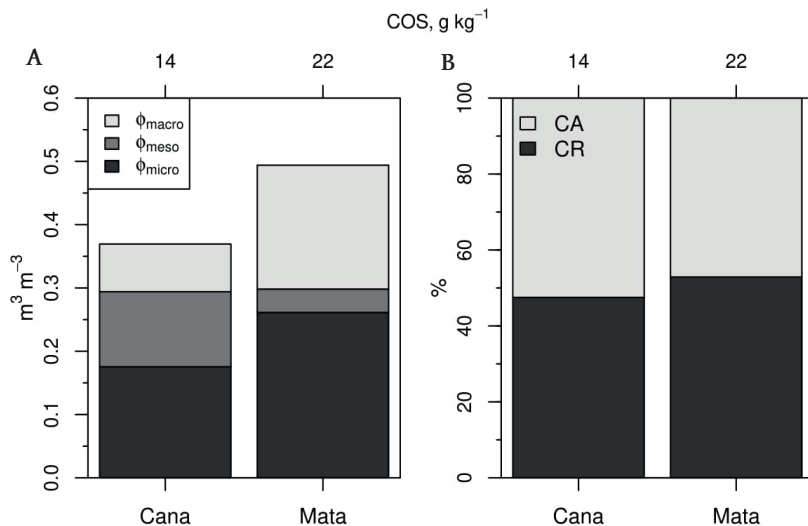



Figura 12. Macro (ϕ_{macro}), meso (ϕ_{meso}) e microporosidade (ϕ_{micro}) de um Argissolo Amarelo sob cultivo de cana-de-açúcar (6º corte) e Mata Atlântica em Tabuleiro Costeiro do estado de Pernambuco.

Fonte: Adaptado de Cavalcanti et al. (2020).

O intervalo hídrico ótimo (IHO) (Tormena et al., 1998) tem sido amplamente utilizado como indicador da qualidade estrutural e física do solo, pois inclui os limites de água disponível (AD) bem como os conteúdos de água em que a aeração e a resistência do solo à penetração afetam minimamente o crescimento das raízes. É bem reconhecido que o IHO é mais sensível do que a AD às mudanças estruturais que ocorrem no solo e que podem afetar a resposta das plantas, como demonstrado por Ferreira et al. (2020). Para o cálculo do IHO, a variabilidade da densidade é utilizada como estratégia para quantificar o efeito da estrutura no IHO. Como já abordado, a MOS afeta positivamente a estrutura do solo, e resulta em aumento da porosidade total e diminuição da densidade do solo, e amplia a magnitude do IHO de modo a produzir condições físicas menos restritivas às plantas. Assim, na medida em que é possível manter o conteúdo de água do solo por um período mais longo dentro dos limites do IHO, serão potencialmente menores as restrições físicas a que as plantas serão submetidas. Blainski et al. (2012) demonstraram que o aumento da cobertura vegetal e a redução da densidade do solo resultou em valores maiores de IHO e de frequência de ocorrência da umidade do solo dentro dos seus limites, sugerindo riscos menores de estresse às plantas.

O incremento de MOS afeta o funcionamento físico do solo, especialmente em relação à aeração do solo e à resistência do solo à penetração. Para ilustrar

os impactos da MOS nestes processos, utilizamos os resultados do estudo publicado por Araujo et al. (2004), em que o IHO foi estimado para um Latossolo Vermelho distrófico, com 23% de argila sob cultivo e mata nativa. A amplitude dos dados de densidade do solo e COS foram de, respectivamente, 1,36-1,54 Mg m^{-3}; e 6,8 a 14 g kg^{-1} sob mata nativa; e 1,55 e 1,86 Mg m^{-3}; e 4,4 e 11,9 g kg^{-1} no solo cultivado. Houve correlação negativa entre densidade do solo e COS e, com base nestes resultados os conteúdos de água na capacidade de campo (CC), no ponto de murcha permanente (PMP), na porosidade de aeração de 0,1 m^3 m^{-3} (PA) e na RP=2,0 MPa foram plotados em relação ao conteúdo de COS (Figura 13). Os resultados mostrados na Figura 13 indicam que o COS influenciou mais o conteúdo de água na CC do que no PMP.

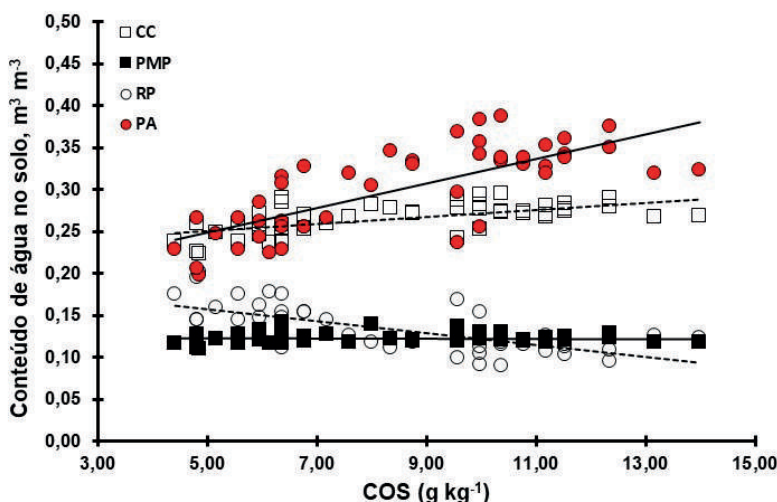



Figura 13. Variação dos conteúdos de água na capacidade de campo (CC, ψ=-100 hPa), ponto de murcha permanente (PMP, ψ=-15.000 hPa), resistência do solo à penetração (RP) de 2,0 MPa e na porosidade ocupada com ar (PA) de 0,10 m^3 m^{-3}em função de COS.
Fonte: Adaptado de Araujo et al. (2004).

O aumento na retenção de água na CC está relacionado ao efeito do COS sobre a estrutura do solo, com redistribuição de poros que proporcionam maior retenção de água em elevados potenciais mátricos. Por outro lado, o aumento do conteúdo de COS implica em maior retenção de água no solo mantendo 10% do volume do solo com poros ocupados com ar, os quais são vitais para o fluxo de gases no solo. Estes efeitos positivos do COS estão relacionados com a maior macroporosidade decorrente da redução da densidade do solo. No limi-

te inferior de disponibilidade hídrica, a resistência do solo à penetração pode diminuir o IHO e, portanto, interferir negativamente na acessibilidade de água às plantas (Colombi; Keller, 2019). Neste sentido, aumentos do conteúdo de COS mantêm menor influência da RP limite, mesmo com o secamento do solo (Figura 13). Este é um dos aspectos mais importantes do efeito do COS sobre a funcionalidade física da estrutura de solos tropicais. Práticas de manejo que contribuem para manter ou aumentar o conteúdo de COS resultam em ambientes físicos menos restritivos, e proporciona ganhos de produtividade das culturas e maior retorno de biomassa no solo, como atestam Inagaki et al. (2021).

Permeabilidade do solo ao ar e água

O carbono orgânico é fator-chave para a configuração tridimensional da estrutura do solo que governa o comportamento de propriedades intensivas, como as que quantificam o movimento de fluidos na matriz sólida porosa, tipicamente, a condutividade hidráulica do solo saturado (ksat) e a permeabilidade intrínseca (usualmente "permeabilidade") do solo ao ar. Neste sentido, uma abordagem que permite descrever a estabilidade e a funcionalidade física da estrutura do solo consiste da razão entre as permeabilidades do solo ao ar (ka) e à água (kw) (Reeve, 1953). A kw pode ser obtida a partir da ksat ao separar a influência dos atributos do fluido:

$$kw = ksat\ \mu_a / (g\rho_a), \qquad \text{(Equação 3)}$$

em que kw é expressa em m², μ_a é a viscosidade dinâmica da água ($kgm^{-1}\ s^{-1}$), g é a aceleração da gravidade (ms^{-2}) e ρ_a é a massa específica da água (kgm^{-3}).

A magnitude da ka/kw é mais dependente da estabilidade da estrutura do solo quanto à sua interação com a água, visto que o ar pode ser considerado inerte no solo. Assim, valores de ka/kw mais próximos da unidade indicam maior estabilidade da estrutura do solo. Adicionalmente, as magnitudes de ka e de kw sinalizam aspectos da funcionalidade física dos poros do solo. Embora possam apresentar distinção conceitual, a condutividade e a permeabilidade podem ser associadas com propriedades capacitivas (como a porosidade do solo) para gerar informações que elucidam aspectos do nível de organização dos poros do solo. Neste sentido, é fato que os macroporos governam a capacidade de transmissão de fluidos no solo. Entretanto, considerar a amplitude da distribuição de tamanhos de poros pode ser útil para explicar a contribuição da estrutura em processos convectivos (fluxos de massa) no sistema solo-planta-atmosfera. Assim, alguns indicadores têm sido aplicados na avaliação da organização e funcionalidade física do sistema poroso do solo, como os

parâmetros k1, η e εb (Groenevelt et al., 1984). O indicador k1 resulta numa abordagem mais simples quanto aos aspectos da razão entre o fluxo convectivo e a proporção do espaço aéreo do solo disponível para a condução de ar:

$$k1 = ka / PA, \qquad \text{(Equação 4)}$$

sendo k1 um indicador do grau de conectividade dos poros condutores de ar no solo, μm^2 (Poulsen, 2013); PA é a porosidade de aeração do solo ($m^3\ m^{-3}$). A magnitude de k1 permite inferir que, à medida que o solo se torna mais seco, a contribuição dos poros livres de água deve influir na convecção de ar de maneira positiva, neutra ou negativa. Contribuições positivas ocorrem quando secamentos do solo promovem incrementos dos valores de k1, ou seja, há potencialização dos fluxos de ar. Por outro lado, contribuição neutra ou negativa do aumento da porosidade de aeração sobre a convecção de ar, correspondentemente, resulta em valores constantes ou menores de k1, o que caracteriza depleção do nível de organização dos poros do solo.

A organização do sistema poroso do solo também pode ser quantificada pela relação ka-PA (Ball et al., 1988) a partir do modelo de Kozeny-Carman (Ahuja et al., 1984):

$$ka = M(PA)^{\eta}, \qquad \text{(Equação 5)}$$

em que: ka é usualmente expressa em μm^2, M e η são os coeficientes de ajuste do modelo. O parâmetro η tem sido considerado um índice de continuidade de poros do solo (Ball et al., 1988), sendo estimado por meio da linearização do modelo de Kozeny-Carman:

$$\log_{10}(ka) = \log_{10}(M) + \eta\log_{10}(PA). \qquad \text{(Equação 6)}$$

O ponto de intersecção da reta da regressão (Equação 6) com a sua abscissa, isto é, quando $\log_{10}(ka) = 0\ \mu m$ gera um índice denominado de porosidade do solo bloqueada (εb), que representa a fração do volume de poros preenchidos com ar que não participa efetivamente do fluxo convectivo de gases no solo (Ball et al., 1988).

Para demonstrar a aplicabilidade desses indicadores da qualidade física do solo, na Figura 14 são abordados cenários de manejo agrícola em regiões do Brasil, compreendendo climas tropical e subtropical, onde o COS apresentou papel relevante sobre o comportamento e funcionalidade física do sistema poroso de dois Argissolos. Informações sobre o movimento de

fluidos associadas aos aspectos da geometria porosa, como a porosidade de aeração, permitem identificar as estratégias de manejo agrícola que favorecem o efeito do COS sobre o nível de organização e de interconexão dos poros.

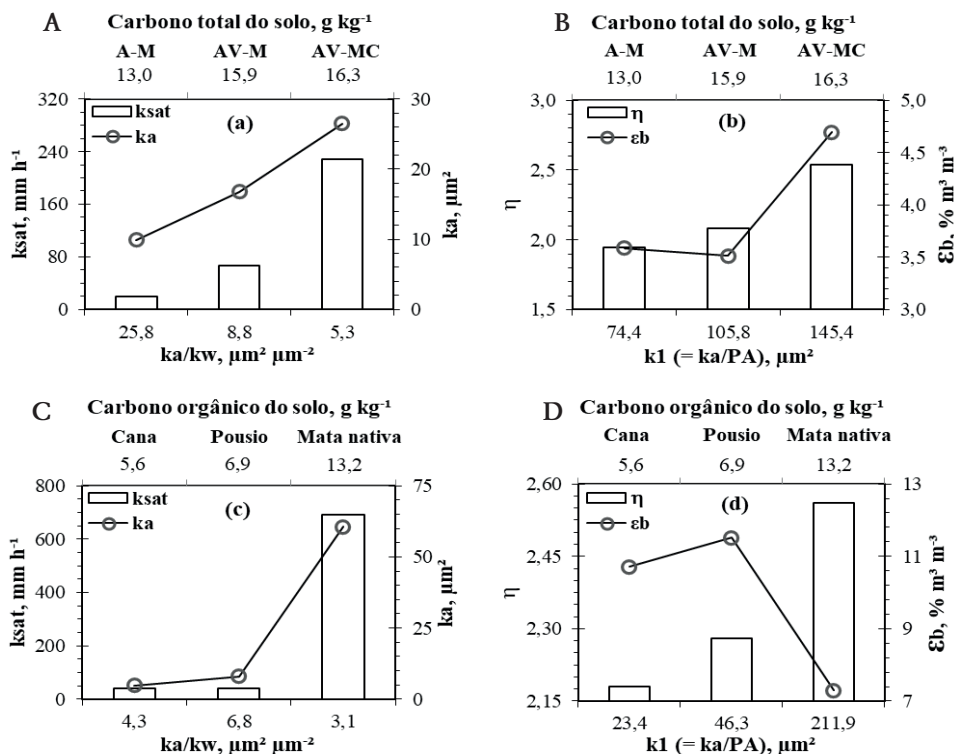



Figura 14. Variação do carbono e atributos físicos relacionados à organização do sistema poroso de dois solos. ab correspondem à camada de 0-5 cm de um Argissolo Vermelho distrófico típico com 220 g kg^{-1} de argila e 540 g kg^{-1} de areia, sob sistema de plantio direto (34 anos), no município de Eldorado do Sul (RS) (Gamboa, 2020). Estratégias de manejo cultural: aveia/milho (A-M); aveia+ervilhaca/milho (AV-M); aveia+ervilhaca/milho+caupi (AV-MC). cd pertencem à camada de 0-5 cm de um Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico, com 217 g kg^{-1} de argila e 707 g kg^{-1} de areia, no município de Pindorama (SP) (Figueiredo, G.C., dados não publicados), sob cana-de-açúcar em preparo convencional do solo (cana-planta, pré-colheita aos 12 meses após conversão do pousio) (Cana); solo sem uso há 18 anos, após cultura do café (Pousio); solo sem histórico de uso e manejo (Mata nativa). Demais siglas podem ser consultadas no texto. k1 representa condição de potencial mátrico de -100 hPa. η (Equação 6) e εb determinados nos potenciais mátricos de -10 a -5000 hPa (Eldorado do Sul, RS) e de -20 a -15000 hPa (Pindorama, SP).

Nos Argissolos avaliados, o COS promoveu melhoria da estrutura do solo, com destaque para o sistema de plantio direto de longa duração, em que houve incrementos graduais e mais expressivos da capacidade de condução de fluidos (ksat e ka) com o aumento do COS (Figura 14a). Estes efeitos foram magnificados pela diversidade de espécies vegetais, que influi na qualidade do carbono orgânico do solo. Por outro lado, o solo cultivado com cana-de-açúcar apresentou maior similaridade com a condição de pousio, sendo a funcionalidade dos poros para a condução de fluidos cerca de 7,5 a 17,6 vezes maior no solo sob mata nativa (Figura 14c).

De fato, as operações de preparo do solo tendem a melhorar a sua capacidade em conduzir água e ar, mas seu efeito é temporário, o que justifica a maior similaridade entre o solo sob cana-de-açúcar e pousio. Entretanto, houve melhorias da estabilidade da estrutura e da funcionalidade física dos poros do solo sob cana-de-açúcar em relação ao pousio, ratificada pela maior proximidade do seu valor de ka/kw ao da mata nativa, refletindo o efeito positivo dos mecanismos de ação da gramínea sobre a agregação do solo (Figura 14c). Além disso, os resultados mostram que o solo sob pousio ainda não recuperou sua qualidade física em relação à mata nativa, mesmo decorridos 18 anos em regeneração natural.

Após 34 anos sob sistema de plantio direto, ocorreram valores de ka/kw mais próximos da unidade no solo com maiores conteúdos de COS e diversidade de espécies vegetais–aveia+ervilhaca/milho+caupi (AV-MC) (Figura 14a). Similarmente, valores menores de ka/kw para o solo sob cana-de-açúcar podem ser atribuídos ao efeito positivo da ação mecânica (aproximação das partículas sólidas) e dos exsudados radiculares e microbianos, que podem ter melhorado a estabilidade da estrutura do solo em relação ao solo sob pousio (Figura 14c). Por outro lado, valores de ka/kw mais próximos da unidade ocorreram no solo sob mata nativa, indicando que a abundância de raízes e serapilheira promoveram condições de maior estabilidade dos agregados bem como maior capacidade funcional da estrutura do solo para condução de ar e de água. Embora exista maior proximidade dos valores de ka/kw entre o solo sob cana-de-açúcar e aquele sob mata nativa, é notável que a magnitude dos valores de ksat e de ka são expressivamente maiores sob mata nativa. Tal fato revela efeito positivo da ausência de perturbação antrópica, do aumento da energia de ligação entre as partículas sólidas e do acúmulo de carbono no solo, que resulta numa configuração tridimensional altamente estável da estrutura do solo. Consequentemente, isso é fator-chave para sistemas melhor conservados (como a mata nativa e o AV-MC) (Figura 14ac) apresentarem maior funcionalidade física do sistema poroso, ratificado pela capacidade de suportar transmissão de intensidades maiores de fluxos de ar e de água.

Os valores de k1 mostram que houve variação mais abrupta no solo sob cana-de-açúcar e sob pousio em relação à mata nativa enquanto que, em sistema de plantio direto, o comportamento físico do solo foi afetado de maneira mais gradual pelos sistemas de manejo cultural (Figura 14bd). Valores maiores de k1 revelam que o espaço aéreo do solo ocupado por ar apresentou maior capacidade de conduzir gases na ordem: mata nativa > pousio > cana-de-açúcar bem como AV-MC > AV-M > A-M. Neste sentido, o solo sob mata nativa experimentou condições de evolução pedológica com menos distúrbios em relação aos sistemas com histórico de manejo antrópico, sendo sua estrutura melhor desenvolvida e estável, que resulta em maior complexidade do nível de organização e conectividade do sistema poroso do solo. Similarmente, esta constatação pode ser inferida ao solo sob sistema de plantio direto devido aos incrementos da diversidade de espécies vegetais e do conteúdo de C no solo.

Complementarmente, de acordo com observações visuais da estrutura do solo em campo (dados não mostrados), a abundância de megaporos, com diâmetros >1 mm (Klein, 2014), contribuiu para a ocorrência de valores mais baixos de porosidade bloqueada ao fluxo convectivo de ar na mata nativa em relação aos sistemas manejados (Figura 14d). Por outro lado, nos sistemas de cultura (Figura 14b), incrementos da diversidade de espécies vegetais e do conteúdo de carbono do solo não refletiram em melhoria dos valores de εb, ou seja, para AV-MC ocorreu um valor crítico maior de porosidade de aeração na qual o sistema poroso se torna desconectado e o fluxo de massa de gases no solo é essencialmente nulo (Ball et al., 1988). Entretanto, tais diferenças foram pouco expressivas (<1,2% m^3m^{-3}) e, em parte, isso pode ser compensado pela presença de poros mais contínuos no solo sob AV-MC, ratificado pelos valores maiores de η, cujos reflexos podem ser identificados na ksat e ka (Figura 14a). Assim, os valores de εb e η ratificam que, em sistemas com conteúdos maiores de COS, o nível de organização e a conectividade do sistema poroso potencializam a funcionalidade física da estrutura do solo.

Em geral, a riqueza vegetal incrementa o conteúdo de COS e favorece o desenvolvimento da estrutura do solo devido ao crescimento de diversos tipos de arquitetura radicular em várias direções ao longo do perfil, sendo fator chave para a formação de uma rede intrincada e estável de poros no solo (Cui et al., 2019). Neste sentido, a formação de bioporos no solo representa canais preferenciais que potencializam os fluxos de água e de ar, promovendo carreamento de compostos orgânicos, os quais interagem com a superfície dos minerais e promovem acúmulo de COS no perfil do solo (Veloso et al., 2019). Sob leguminosas (AV-M e AV-MC), o resíduo vegetal na superfície do solo é fonte de alimento de qualidade, promove crescimento e diversidade de grupos

taxonômicos da fauna edáfica que, ao fragmentar e incorporar, constroem e estabilizam o sistema poroso do solo. Além disso, as plantas estabelecem interações com fungos e outros organismos edáficos, como a meso e a macrofauna, o que contribui para a formação de agregados estáveis e o desenvolvimento da complexidade da organização do sistema poroso, que resulta em ampliação da funcionalidade física da estrutura do solo (Gamboa, 2020).

Comportamento compressivo do solo

A predição do comportamento compressivo do solo tem sido utilizada no planejamento agropecuário, com benefícios à conservação dos recursos naturais (Dias Junior et al., 2019). Os parâmetros obtidos a partir da curva de compressão (os índices de compressão e recompressão, a elasticidade/coeficiente de descompressão e a pressão de preconsolidação) estão ligados à estrutura que, por sua vez, é afetada por fatores intrínsecos do solo. Relações destes parâmetros com a textura, estrutura, mineralogia, uso e manejo têm sido amplamente estudadas em solos brasileiros (Imhoff et al., 2004; Reichert et al., 2009; Araujo-Junior et al., 2011; Severiano et al., 2013; Dias Júnior et al., 2019). No entanto, com a expansão de áreas sob sistemas conservacionistas de manejo, destaca-se o papel diferencial da MOS sobre a capacidade de suporte de carga do solo, utilizada como medida da resistência do solo à compactação.

A literatura tem apontado efeitos diretos (Oliveira et al., 2003; Mazurana et al., 2017) e inversos (Araújo-Junior et al., 2011; Toledo et al. 2021), mas também indiretos (Suravi et al., 2021) ou nulos (Freitas et al., 2018) entre o COS e a compressibilidade do solo, avaliada pelo ensaio de compressão uniaxial. Em solos tropicais e subtropicais, a proteção física da matéria orgânica no interior dos agregados, além de contribuir para melhoria da estrutura na camada superficial dos solos, também aumenta a resistência do solo à compressão, o que resulta num efeito indireto do conteúdo de argila dos solos. Por outro lado, a redução da densidade do solo com o conteúdo de COS tende a diminuir a capacidade de suporte de carga do solo, apesar de que Araujo-Junior et al. (2011) alegaram que, mesmo nestas condições, a maior resistência à compactação ocorreu pelo aumento da elasticidade do solo. Reichert et al. (2018) constataram que a elasticidade e a compressibilidade do solo, em quatro locais contrastantes, aumentaram em direção ao incremento de umidade, de argila e de matéria orgânica do solo. Contudo, há constatação de que a influência aparente do C no índice de compressão, provavelmente, deve-se ao seu efeito nas propriedades hidráulicas do solo e, não a quaisquer efeitos relacionados com a estrutura (Suravi et al., 2021).

Dada as inconsistências na literatura e considerando que a maioria das pesquisas brasileiras foram realizadas em condições de clima subtropical, para fins de ilustração será considerado um estudo de caso baseado em trabalhos prévios de Sant'Anna et al. (2016), Brito (2019) e Barros (2020) na região de Cerrados, sob condições de temperatura e umidade que contribuem para decomposição a acelerada dos constituintes orgânicos do solo. Os impactos de sistemas de manejo nas relações entre MOS e comportamento compressivo do solo foram avaliados num Latossolo Vermelho Distrófico, textura franco-argilo-arenosa (242 g kg^{-1} de argila - LV_{franco}), localizado em Aparecida do Rio Doce, GO e em um Latossolo Vermelho Distrófico, textura argilosa (587 g kg^{-1} de argila - $LV_{argiloso}$) em Planaltina, DF. Constatou-se que, em termos de densidade do solo, o LV_{franco} apresentou valores superiores ao $LV_{argiloso}$ e maior amplitude entre o sistema natural e aqueles com intervenção antrópica; em área de pastagem, o maior valor de Ds, foi semelhante aos do sistema agroflorestal e superiores ao sistema cultivado com agricultura convencional. Já para o $LV_{argiloso}$, a Ds seguiu a ordem: cerrado nativo < sistema integrado < agricultura convencional < pastagem. Nas duas áreas, observou-se o papel do COS sobre a estrutura e propriedades físicas dos solos e, na Figura 15, é ressaltada a maior influência do COS na densidade do solo de textura média (maior coeficiente angular da equação de regressão), decorrente da capacidade tampão da argila neste atributo.

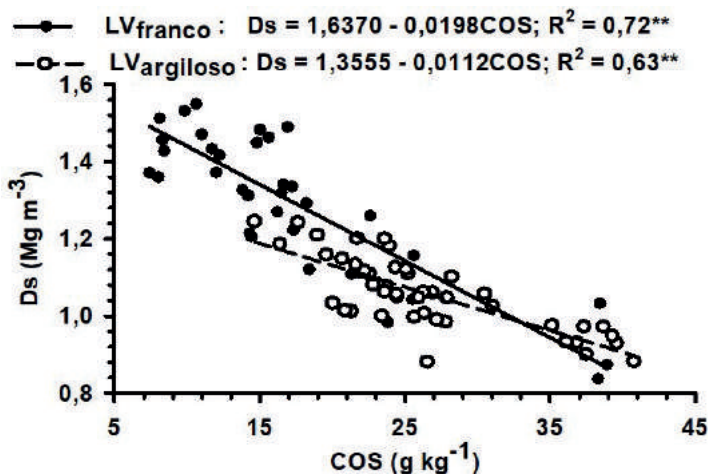



Figura 15. Densidade do solo (Ds) em função do conteúdo de carbono orgânico do solo (COS) em um Latossolo Vermelho Distrófico típico, textura franco-argilo-arenosa (LV_{franco}) de Aparecida do Rio Doce (GO), e um Latossolo Vermelho Distrófico, textura argilosa ($LV_{argiloso}$B) de Planaltina (DF).

Fonte: Adaptado de Sant'Anna et al. (2016), Brito (2019) e Barros (2020)

Em termos de capacidade de suporte de carga do solo (Figura 16), a pressão de preconsolidação apresentou valores maiores nas áreas de pastagens nos dois solos. Ainda, destaca-se seus valores nas áreas de usos mais intensivos (sistemas agroflorestal e integrado) semelhantes aos das áreas sem intervenção antrópica e mesmo com valores de densidade do solo muito superiores em LV_{franco} e equivalentes em $LV_{argiloso}$. Por outro lado, a área de agricultura convencional apresentou elevada pressão de preconsolidação mesmo com Ds equivalente à agrofloresta, em LV_{franco}, e semelhante ao sistema integrado (notadamente em 5-10 e 10-20 cm de profundidade do solo), em $LV_{argiloso}$. Estes resultados sugerem que o COS influencia o comportamento compressivo do solo por seu papel na cimentação, formação e preservação de macroagregados no solo, principalmente considerando o efeito de 26 anos contínuos de manejo em $LV_{argiloso}$.

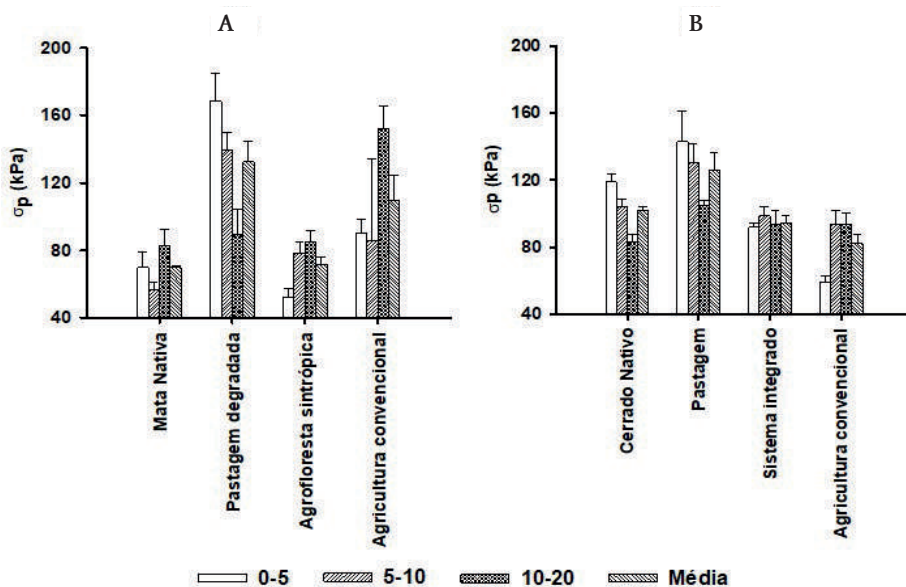



Figura 16. Pressão de preconsolidação (σ_p) em um Latossolo Vermelho Distrófico típico, textura franco argilo arenosa (LV_{franco} - A) de Aparecida do Rio Doce (GO), e um Latossolo Vermelho Distrófico, textura argilosa ($LV_{argiloso}$ - B) de Planaltina (DF). Fonte: Adaptado de Sant'Anna et al. (2016), Brito (2019) e Barros (2020).

Contudo, as relações entre a pressão de preconsolidação, medida no potencial mátrico de -6 kPa, e a densidade e carbono orgânico do solo foram constatadas no $LV_{argiloso,}$ enquanto que em LV_{franco} não houve efeito significativo do carbono e, por isso, o ajuste matemático se deu apenas em função da densidade do solo

(Figura 17). Não houve relação entre as variáveis dependentes e os índices de compressão e de recompressão e os resultados elucidam o fato que, embora a matéria orgânica afete mais ativamente a densidade de solos de textura média ou arenosa, o efeito sobre a pressão de preconsolidação, provavelmente, está ligado à proteção física do COS pela argila e sua estabilização ao longo do tempo em solos mais argilosos.

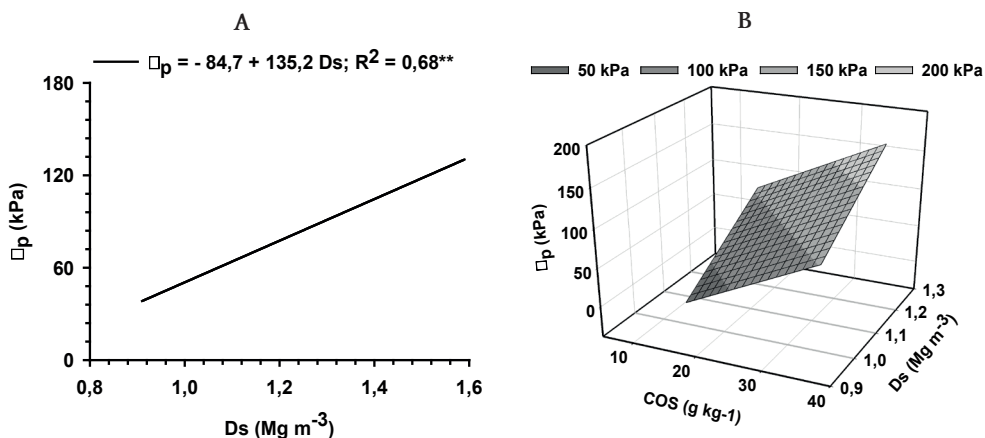



Figura 17. Pressão de preconsolidação ($_p$) em função da densidade do solo no Latossolo Vermelho Distrófico típico, textura franco argilo arenosa (LV_{franco} - A) de Aparecida do Rio Doce (GO) e da densidade e do conteúdo de carbono orgânico no Latossolo Vermelho Distrófico, textura argilosa ($LV_{argiloso}$ - B) de Planaltina (DF).

Fonte: Adaptado de Sant'Anna et al. (2016), Brito (2019) e Barros (2020)

A relação direta entre MO e a pressão de preconsolidação corrobora outros estudos (Oliveira et al., 2003; Mazurana et al., 2017) e evidencia os benefícios que os manejos conservacionistas proporcionam em termos de sequestro de C e de sustentabilidade estrutural. O incremento de COS permite ao solo suportar maiores deformações elásticas quando submetidos à aplicação de pressões externas, além de uma expectativa de maior resiliência, caso as pressões aplicadas superem a capacidade de suporte de carga do solo (Zhang et al.; 2005). No entanto, tem sido recorrente o uso de preparo do solo, sem subsídios científicos, para a mitigação da compactação do solo em áreas sob plantio direto. Em uma meta-análise global, Peixoto et al. (2020) indicam que o preparo ocasional promove decréscimos acentuados de COS e tem efeito limitado sobre os rendimentos das culturas. Além disso, os eventuais efeitos benéficos

são efêmeros, sugerindo que o restabelecimento da degradação física do solo ocorreu às custas da redução dos estoques de C. Outras pesquisas recentes têm mostrado o sucesso do manejo integrado da compactação do solo em sistemas conservacionistas sem a necessidade de preparo do solo (Araujo-Junior et al., 2011; Silva et al., 2019), estabelecendo bases científicas para a sustentabilidade agrícola e ambiental da estrutura do solo no sistema de plantio direto.

Avaliação visual da estrutura do solo (VESS) e carbono orgânico do solo

A influência do carbono orgânico do solo (COS) pode ser verificada, também, na macroestrutura do solo (estrutura visível), cuja mensuração pode ser feita de forma prática e diretamente no campo por meio de escores (Sq) da Avaliação Visual da Estrutura do Solo (VESS). A VESS, em sua última versão publicada por Guimarães et al. (2011), tem sido uma metodologia empregada globalmente para a avaliação da qualidade física e estrutural do solo, aplicável para diversas situações de clima, classe de solo, textura, uso e manejo (Franco et al., 2019). O uso da VESS iniciou-se com a primeira versão publicada por Ball et al. (2007) e tem sua fundamentação teórica baseada no método de Peerlkamp (1959). Sua utilização ampla no Brasil e no mundo se dá pela facilidade de aplicação, reduzida instrumentação, baixo custo, e avaliação direta no campo. O método apresenta cinco escores (Sq_{VESS}) indicadores de qualidade estrutural, que variam de 1 a 5 (da melhor a pior qualidade), valores intermediários entre os escores também podem ser atribuídos (Figura 18). A análise e interpretação dos escores da VESS possibilita a tomada de decisões sobre mudança das práticas de manejo, em curto ou longo prazos (Ball et al., 2017; Guimarães et al., 2011). Sq_{VESS} entre 1,0 e 2,9 indicam que não são necessárias mudanças nas práticas de manejo; Sq_{VESS} entre 3,0 e 3,9 requer mudanças com efeitos de longo prazo e Sq_{VESS} entre 4 e 5 indicam que são necessárias mudanças em curto prazo para restabelecer as funções do solo que dependem de sua estrutura.

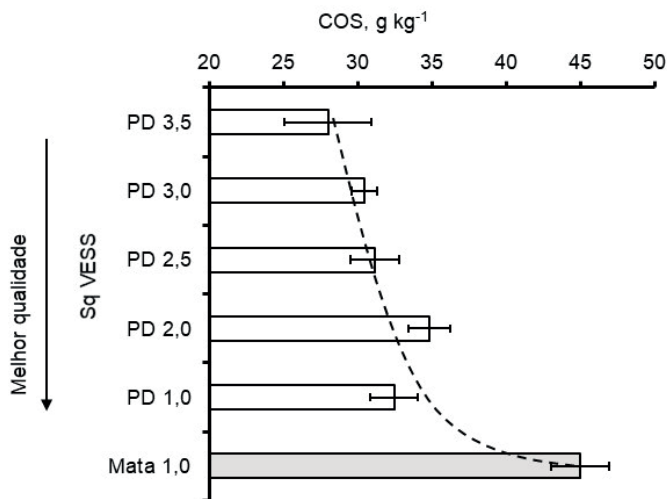



Figura 18. Carbono orgânico do solo (COS) e escores de qualidade estrutural (Sq VESS) obtidos por meio da Avaliação Visual da Estrutura do Solo, na camada de 0 a 10 cm de um Cambissolo sob plantio direto (PD), com escarificação periódica. A curva tracejada indica a linha de tendência.

A Figura 18 apresenta a relação entre o conteúdo de COS e os escores Sq_{VESS} de um Cambissolo Háplico, textura argilosa, sob PD, com escarificação periódica, e sob mata nativa, utilizada como referência para COS e para a estrutura do solo. Os escores Sq_{VESS} 1 e 2 indicam a ocorrência de agregados arredondados e medindo entre 2 mm e 7 cm (mas sem presença de torrões), que garantem a funcionalidade da estrutura do solo. Solos que apresentam Sq_{VESS}=3 contém 70% de seus agregados com diâmetros entre 1 e 10 cm, mostrando alguns torrões angulares e poucos poros, o que indica alguma degradação da estrutura e consequente diminuição da funcionalidade do solo. Observa-se na Figura 18 Sq_{vess}=1 (boa qualidade estrutural) e Sq_{vess}=3 (regular qualidade estrutural) sob valores semelhantes de COS, sugerindo que outros processos, como a compressão do solo pelo tráfego, mobilização do solo pela escarificação e pelos órgãos ativos das semeadoras, contribuem para uma variação ampla do Sq_{vess} sem que ocorram mudanças significativas de COS. Estas variações que observamos em campo devem-se às distintas escalas de obtenção de valores de Sq_{VESS} e carbono orgânico: a quantificação dos escores Sq_{vess} é feita num bloco de solo de aproximadamente 5 dm^3, enquanto que para a obtenção do carbono são utilizados 0,5 cm^{-3} de solo. No caso demonstrado na Figura 18, a camada de solo avaliada foi a de 0 a 10 cm, em função de sua maior atividade biológica

e conteúdos de COS. No entanto, ressalta-se que a VESS deve ser aplicada de 0 e 25 cm de profundidade, para avaliação mais completa sobre interferências do manejo do solo.

Outros autores que utilizaram o VESS para descrever a qualidade estrutural de solos tropicais também obtiveram que a redução dos escores visuais Sq_{vess} estavam diretamente ligados ao aumento no COS (Moncada et al., 2014; Guimarães et al., 2017; Tuchtenhagen et al., 2018). Estes resultados indicam que a avaliação da qualidade estrutural dos solos pela metodologia VESS captura os efeitos dos sistemas de manejo nos conteúdos de COS e, por consequência, na estrutura do solo.

Balanço de carbono e a funcionalidade física do solo

O balanço de C no solo é o resultado das entradas de C por meio da fotossíntese e das saídas de C (perdas), tais como a respiração das plantas e do solo, além da parte lixiviada e a parte perdida por erosão, conforme expressão a seguir:

C orgânico do solo = Fotossíntese C *input* - [(C respiração das plantas + C respiração do solo) + (C perdas por erosão + C lixiviado)] *output*,

sendo que C *input* se refere ao C oriundo da fotossíntese, ou seja, a entrada líquida de C por meio da biomassa seca dos resíduos culturais (parte aérea e raízes); o C *output* inclui a respiração das plantas, e do solo por meio da decomposição do C livre e associado aos minerais além das perdas por erosão e lixiviação. O acúmulo de C no solo ocorrerá quando as entradas de C via biomassa forem superiores as saídas de C (Figura 19). O C do solo é constituído principalmente pelo reservatório ativo e o estável.

Figura 19. Balanço de C no solo. Emissão: ocorre quando a adição de C via resíduos culturais (parte aérea + raízes) é inferior às saídas devido a decomposição, lixiviação e escorrimento superficial. Sumidouro: ocorre quando as entradas de C via resíduos culturais são maiores do que as saídas.

Fonte: Sá et al. (2019).

O sistema de plantio direto, desde que manejado segundo seus princípios básicos fundamentados em três pilares (ausência de revolvimento do solo com perturbação mínima restrita à linha de semeadura; cobertura permanente do solo com palhada ou cobertura viva; diversificação de culturas constituindo uma rotação), promove, com o tempo, a melhoria da qualidade do solo e aumento da produtividade dos cultivos, acumulando C no perfil do solo. A estratégia em sistemas de produção em plantio direto que adicionam elevada quantidade de resíduos culturais com qualidade e frequência é o principal desafio em desenvolver sistemas sustentáveis que minimizam os riscos de queda da produção, além de promover maior estabilidade e rentabilidade dos empreendimentos agrícolas. O primeiro passo seria intensificar o sistema de produção visando "fechar as janelas" entre a estação chuvosa e o período seco e, assim, manter permanentemente culturas para cobertura do solo combinadas com culturas comerciais, como exemplificado na Figura 20.

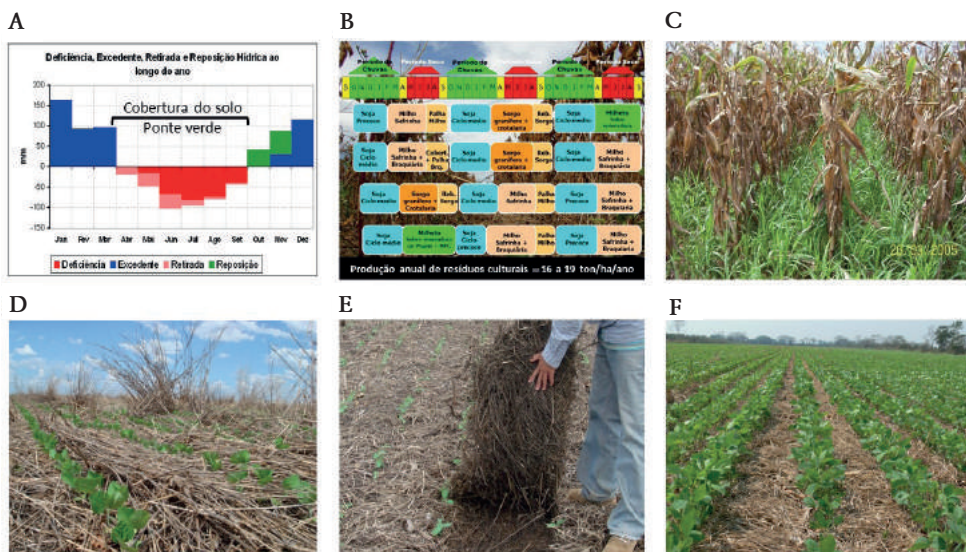



Figura 20. Exemplo de "fechamento das janelas" entre estação chuvosa e seca: (A) esquema do balanço hídrico (deficiência, excedente, retirada e reposição de água pelas chuvas) na região dos Cerrados; (B) sugestão de combinação de cultivos para três anos (aporte de cerca de 14 t ha- ano- de palhada), representado em vermelho o período seco e, em amarelo,o período de transição entre a estação chuvosa e seca, com baixa ocorrência de chuvas; (C) cultivo intercalar de milho com Braquiária ruziziensis– antes da colheita do milho; (D) desenvolvimento de soja 15 d após a semeadura; (E) formação de um colchão de palhada na superfície com a braquiária; (F) desenvolvimento da cultura da soja em estádio de pré-fechamento das linhas de semeadura.

Fonte: Sá et al. (2019).

No exemplo mostrado na Figura 20, anualmente, a cultura da soja, como o cultivo principal, recebe os benefícios (manutenção de cobertura permanente, ciclagem de nutrientes e melhoria da qualidade do solo) oriundos das culturas de "serviço" (braquiária, sorgo, crotalária e milheto). A adoção desse sistema proporcionou ganho anual de 28 kg de grãos de soja para cada 1 t ha^{-1} ano^{-1} de C acumulado (Sá et al., 2015). A taxa de sequestro de carbono no estudo de Sá et al. (2015) foi de 2,15 Mg C ha^{-1} ano^{-1}. Isto significa que fazendo o "dever de casa", ou seja, intensificando a entrada de cultivos, obtém-se esse ganho anual de produtividade em resposta ao aumento da MOS.

Em resumo, manejar o aumento do sequestro de C do solo é promover maior expressão dos atributos físicos e melhoria da qualidade dos solos, permitindo que os cultivos expressem seu potencial de produção. O incremento de C oriundo do manejo agrícola torna o solo mais resistente à compactação por, além de reduzir a Ds e Dsref, aumentar a sua capacidade

de suporte de carga, principalmente nos mais argilosos. Outro aspecto importante mostrado amplamente na literatura é a relação direta entre MOS e a umidade ótima para compactação do solo. O impacto positivo da MOS em reduzir a resistência do solo à penetração é igualmente relevante nos solos tropicais. Elevadas produções de biomassa, geralmente associadas com o incremento da MOS, possibilitam a manutenção dos teores de água no solo, e reduz a taxa de aumento da resistência mecânica à penetração com o secamento dos solos. A MOS afeta a disponibilidade hídrica medida pela água disponível entre a capacidade de campo e o ponto de murcha permanente ($AD=\theta_{CC}-\theta_{PMP}$), mas a magnitude destes efeitos parece depender da textura do solo e, provavelmente, da mineralogia do solo. Contudo, os impactos da MOS afetam mais fortemente a umidade do solo em que a resistência mecânica à penetração e a porosidade ocupada com ar atingem limites críticos para o crescimento de plantas, quando avaliado pelo intervalo hídrico ótimo do solo. Estes são aspectos importantes do efeito da MOS sobre a funcionalidade física de solos tropicais (Figura 21). Outros efeitos benéficos também são observados pela avaliação visual da estrutura do solo, ratificados pela formação de macroagregados de formato arredondado e altamente porosos. Em ambientes mais bem conservados ou mesmo intensamente manejados sob produção agrícola, é notável que a melhoria da capacidade funcional do solo quanto aos processos de transporte de fluidos na rizosfera é estreitamente dependente da qualidade e do conteúdo de COS. O carbono estabiliza a configuração tridimensional da estrutura do solo de maneira a potencializar os fluxos de ar e de água, e promove ambiente mais favorável ao crescimento de plantas.

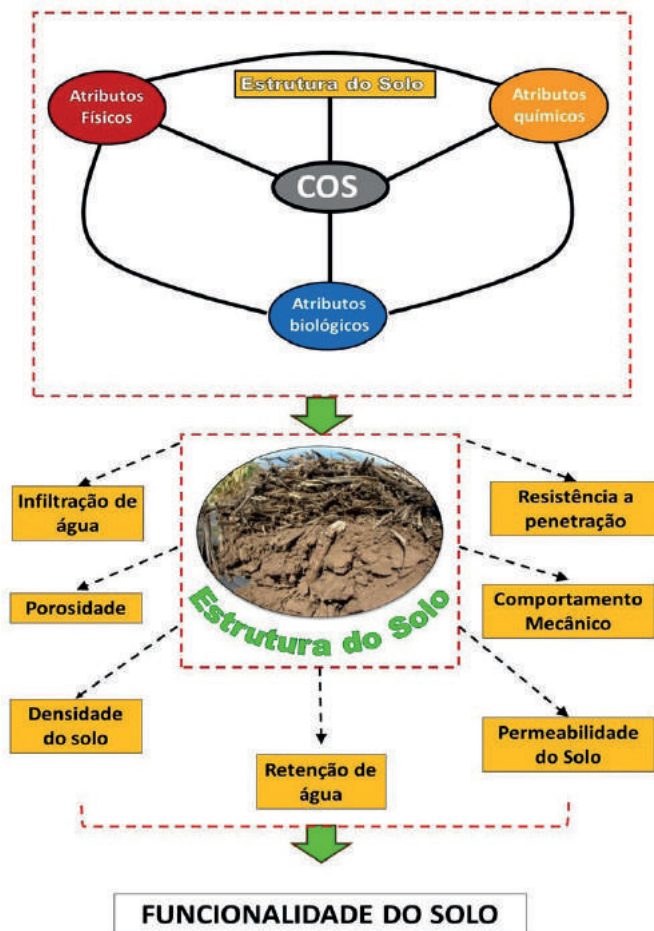



Figura 21. Efeito da MOS sobre a funcionalidade física de solos tropicais.

Referências

AHUJA, L. R.; NANEY, J. W.; GREEN, R. E.; NIELSEN, D. R. Macroporosity to characterize spatial variability of hydraulic conductivity and effects of land management. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, p. 699-702, 1984. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj1984.03615995004800040001x.

ARAUJO, M. A.; TORMENA, C. A.; SILVA, A. P. Propriedades físicas de um Latossolo Vermelho distrófico cultivado e sob mata nativa. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 337-345, 2004. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000200012.

ARAUJO-JUNIOR, C. F.; DIAS JUNIOR, M. S.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALCÂNTARA, E. N. Capacidade de suporte de carga e umidade crítica de um Latossolo induzida por diferentes manejos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 115-131, 2011. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000100011.

BALL, B. C.; O'SULLIVAN, M. F.; HUNTER, R. Gas diffusion, fluid flow and derived pore continuity indices in relation to vehicle traffic and tillage. **Journal of Soil Science**, v. 39, p. 327-339, 1988. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1988.tb01219.x.

BALL, B. C.; BATEY, T.; MUNKHOLM, L. J. Field assessment of soil structural quality-a development of the Peerlkamp test. **Soil Use and Management**, v. 23, p. 329-337, 2007. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00102.x.

BALL, B. C.; GUIMARÃES, R. M.; CLOY, J. M.; HARGREAVES, P. R.; SHEPHERD, T. G.; MCKENZIE, B. M. Visual soil evaluation: a summary of some applications and potential developments for agriculture. **Soil and Tillage Research**, v. 173, p. 114-124, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2016.07.006.

BARROS, J. **Qualidade física do solo sob diferentes usos**. 2020. 50 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal Goiano, Rio Verde.

BEUTLER, A. N.; CENTURION, J. F.; ROQUE, C. G.; FERRAZ, M. V. Densidade relativa ótima de Latossolos Vermelhos para a produção de soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 843-849, 2005. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832005000600002.

BLAINSKI, E.; TORMENA, C. A.; GUIMARÃES, R. M. L.; NANNI, M. R. Qualidade física de um latossolo sob plantio direto influenciada pela cobertura do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v. 36, p. 79-87, 2012. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000100009

BRAIDA, J. A.; REICHERT, J. M.; VEIGA, M.; REINERT, D. J. Resíduos vegetais na superfície e carbono orgânico do solo e suas relações com a densidade máxima obtida no ensaio Proctor. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 605-614, 2006. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832006000400001.

BRIEDIS, C.; SÁ, J. C. M.; LAL, R.; TIVET, F.; OLIVEIRA, A. F.; FRANCHINI, J. C.; SCHIMIGUEL, R., HARTMAN, D. C.; SANTOS, J. Z. Can highly weathered soils under conservation agriculture be C saturated? **Catena**, v. 147, p. 638-649, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.08.021.

BRITO, M. F. **Intervalo hídrico ótimo como indicador de qualidade física de um Latossolo Vermelho, após 26 de adoção de sistemas de integração lavoura-pecuária**. 2019. 65 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal Goiano, Rio Verde.

BROCH, D. T.; KLEIN, V. A. Maximum soil density of Entisols as function of silt content. **Ciência Rural**, v. 47, e20160762, 2017. DOI: https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20160762.

BROCH, D. T. **Propriedades físico-hídricas de Latossolos sob plantio direto e sua relação com a trabalhabilidade**. 2019. 88 f. Tese (Doutorado) - Universidade de Passo Fundo, Passo fundo.

CALONEGO, J. C.; ROSOLEM, C. A. Least limiting water range in soil under crop rotations and chiseling. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 759-771, 2011. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000300012.

CAVALCANTI, R. Q.; ROLIM, M. M.; LIMA, R. P.; TAVARES, U. E.; PEDROSA, E. M.; CHERUBIN, M. R. Soil physical changes induced by sugarcane cultivation in the Atlantic Forest biome, northeastern Brazil. **Geoderma**, v. 370, p. 114353, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114353.

CAVALIERI, K. M. V.; TORMENA, C. A.; VIDIGAL FILHO, P. S.; GONÇALVES, A. C. A.; COSTA, A. C. S. Efeitos de sistemas de preparo nas propriedades físicas de um Latossolo Vermelho distrófico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 137-147, 2006. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832006000100014.

CELIK, I.; GUNAL, H.; BUDAK, M.; AKPINAR, C. Effects of long-term organic and mineral fertilizers on bulk density and penetration resistance in semi-arid Mediterranean soil conditions. **Geoderma**, v. 160, p. 236-243, 2010. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.09.028.

COLOMBI, T.; KELLER, T. Developing strategies to recover crop productivity after soil compaction – a plant eco-physiological perspective. **Soil and Tillage Research**, v. 191, p. 156-161, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2019.04.008.

CUI, Z.; WU, G.L.; HUANG, Z.; LIU, Y. Fine roots determine soil infiltration potential than soil water content in semi-arid grassland soils. **Journal of Hydrology**, v. 578, p. 124023, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124023.

DIAS JUNIOR, M. S.; MIRANDA, E. E. V. Comportamento da curva de compactação de cinco solos da região de Lavras (MG). **Ciência e Agrotecnologia**, v. 24, p. 337-346, 2000.

DIAS JUNIOR, M. S.; TASSINARI, D.; MARTINS, P. C. C. Compactação do solo: atualização. In: SEVERIANO, E. C.; MORAES, M. F.; PAULA, A. M. (ed.). **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 10. p. 7-69, 2019.

DEXTER, A.R. Advances in Characterization of Soil Structure. **Soil and Tillage Research**, v. 11, p. 199-238, 1988. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/0167-1987(88)90002-5

EKWUE, E. I.; STONE, R. J. Organic Matter Effects on the Strength Properties of Compacted Agricultural Soils. **Transactions of the ASAE**, v. 38, p. 357-365, 1995. DOI: https://doi.org/10.13031/2013.27804.

FERREIRA, A. O.; SÁ, J. C. M.; LAL, R.; TIVET, F.; BRIEDIS, C.; INAGAKI, T. M.; GONCALVES, D. R. P.; ROMANIW, J. Macroaggregation and soil organic carbon restoration in a highly weathered Brazilian Oxisol after two decades under no-till. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 1559-1567, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.072.

FERREIRA, A. O.; SÁ, J. C. M.; HARMS, M. G.; MIARA, S.; BRIEDIS, C.; QUADROS NETTO, C.; SANTOS, J. B.; CANALLI, L. B. Carbon balance and crop residue management in dynamic equilibrium under a no-till system in Campos Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1583-1590. 2020 DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000500022.

FRANCO, H. H. S., GUIMARÃES, R. M. L., TORMENA, C. A., CHERUBIN, M. R., FAVILLA, H. S. Global applications of the Visual Evaluation of Soil Structure method: A systematic review and meta-analysis. **Soil and Tillage Research**, v. 190, p. 61-69, 2019. DOI: http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2001.6551486x.

FREITAS, J. A. S.; SILVA, V. R.; LUZ, F. B.; KAISER, D. R.; ZWIRTES, A. L. Soil carbon and physical-mechanical properties after successive applications of swine and poultry organic waste. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 48, p. 390-398, 2018. DOI: https://doi.org/10.1590/1983-40632018v4852412.

GAMBOA, C. H. Funcionamento do sistema solo em diferentes escalas em sistemas de cultura sob plantio direto. 2020. 208 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

GROENEVELT, P. H.; KAY, B. D.; GRANT, C. D. Physical assessment of a soil with respect to rooting potential. **Geoderma**, v. 34, p. 101-114, 1984.

GUIMARÃES, R. M. L.; BALL, B. C.; TORMENA, C. A. Improvements in the visual evaluation of soil structure: visual evaluation of soil structure. **Soil Use Management**, v. 27, p. 395–403, 2011. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00354.x.

GUIMARÃES, R. M. L.; NEVES JUNIOR, A. F.; SILVA, W. G.; ROGERS, C. D.; BALL, B. C.; MONTES, C. R.; PEREIRA, B. F. F. The merits of the Visual Evaluation of Soil Structure method (VESS) for assessing soil physical quality in the remote, undeveloped regions of the Amazon basin. **Soil and Tillage Research**, v. 173, p. 75-82, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2016.10.014.

HAKANSSON, I. **Machinery-induced compaction of arable soils**: incidence, consequences, counter measures. Upsalla, Sweden: Swedish University of Agricultural Sciences, 2005. 170 p. (Reports from the division of soil management. Report, 109).

IMHOFF, S.; SILVA, A. P.; FALLOW, D. Susceptibility to compaction, load support capacity, and soil compressibility of Hapludox. **Soil Science Society of American Journal**, v. 68, p. 17-24, 2004. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1700.

INAGAKI, T. M.; SÁ, J. C. M.; CAIRES, E. F.; GONCALVES, D. R. P. Lime and gypsum application increases biological activity, carbon pools, and agronomic productivity in highly weathered soil. **Agriculture, Ecosystems & Environment,** v. 231, p. 156-165, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.034.

INAGAKI, T. M.; SÁ, J. C. M.; CAIRES, E. F.; GONÇALVES, D. R. P. Why does carbon increase in highly weathered soil under no-till upon lime and gypsum use? **Science of the Total Environment**, v. 599, p. 523–532, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.234.

INAGAKI, T. M.; SÁ, J. C. M.; TORMENA, C. A.; DRANSKI, A.; MUCHALAK, A.; BRIEDIS, C.; FERREIRA, A. O.; GIAROLA, N. F. B.; SILVA, A. P. Mechanical and biological chiseling impacts on soil organic C stocks, root growth, and crop yield in a long-term no-till system. **Soil and Tillage Research**, v. 211, p. 104993, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2021.104993.

KLEIN, V.A. **Física do solo**. 3 ed. Passo Fundo: UPF Editora, 2014. 263 p.

LIBARDI, P. L. **Dinâmica da água no solo**. São Paulo: Edusp, 2005. 352 p.

LUCIANO, R. V.; ALBUQUERQUE, J. A.; COSTA, A.; BATISTELLA, B.; WARMLING, M. T. Atributos físicos relacionados à compactação sob vegetação nativa em região de altitude no Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1733-1744, 2012. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000600007.

MACHADO, J. L. **Qualidade física de solos em distintos sistemas de uso e manejo quantificada pelo índice S**. 2006. 62 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

MARCOLIN, C. D.; KLEIN, V. A. Determination of relative soil density through a pedotransfer function of maximum bulk density. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 33, p. 349-354, 2011. DOI: https://doi.org/10.4025/actasciagron.v33i2.6120.

MAZURANA, M.; LEVIEN, R.; INDA JUNIOR, A. V.; CONTE, O.; BRESSANI, L. A.; MULLER, J. Soil susceptibility to compaction under use conditions in southern Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 41, p. 60-71, 2017. DOI: https://doi.org/10.1590/1413-70542017411027216.

MINASNY, B.; MCBRATNEY, A. B. Limited effect of organic matter on soil available water capacity. **European Journal of Soil Science**, v. 69, p. 39-47, 2018. DOI: https://doi.org/10.1111/ejss.12475.

MONCADA, M. P.; GABRIELS, D.; LOBO, D.; REY, J.C.; CORNELIS, W. M. Visual field assessment of soil structural quality in tropical soils. **Soil and Tillage Research**, v. 139, p. 8-18, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2014.01.002.

NEGIS, H.; CEVDET, S.; GUMUS, I.; MANIRAKIZA, N.; MUCEVHER, O. Effects of biochar and compost applications on penetration resistance and physical quality of a sandy clay loam soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 51, p. 38-44, 2019. DOI: https://doi.org/10.1080/00103624.2019.1695819.

OLIVEIRA, G. C.; DIAS JUNIOR, M. S.; RESCK, D. V. S.; CURI, N. Alterações estruturais e comportamento compressivo de um Latossolo Vermelho distrófico argiloso sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, p. 291-299, 2003. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-204X2003000200017.

PEERLKAMP, P. K. A visual method of soil structure evaluation. **Meded. vd Landbouwhogeschool en Opzoekingsstations van de Staat te Gent**, v. 24, p. 216–221, 1959.

PEIXOTO, D. S.; SILVA, L. C. M.; MELO, L. B. B.; AZEVEDO, R. P.; ARAÚJO, B. C. L.; CARVALHO, T. S.; MOREIRA, S. G.; CURI, N.; SILVA, B. M. Occasional tillage in no-tillage systems: A global meta-analysis. **Science of the Total Environment**, v. 745, p. 140887, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140887.

POULSEN, T. G. Gas permeability in soils as related to soil structure and pore system characteristics. In: LOGSDON, S., BERLI, M.; HORN, R. (ed.). **Quantifying and Modeling Soil Structure Dynamics** (Advances in Agricultural Systems Modeling, 3). Madison: ASA, SSSA, CSSA, 2013. p. 155-185. DOI: https://doi.org/10.2134/advagricsystmodel3.c7.

REEVE, R. C. A method for determining the stability of soil structure based upon air and water permeability measurements. **Soil Science Society of America Journal**, v. 17, p. 324-329, 1953. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj1953.03615995001700040006x.

REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J.; HORN, R.; HÅKANSSON, I. Reference bulk density and critical degree-of-compactness for no-till crop production in subtropical highly weathered soils. **Soil and Tillage Research**, v. 102, p. 242-254, 2009. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2008.07.002.

REICHERT, J. M.; MENTGES, M. I.; RODRIGUES, M. F.; CAVALLI, J. P.; AWE, G. O.; MENTGES, L. R. Compressibility and elasticity of subtropical no-till soils varying in granulometry organic matter, bulk density and moisture. **Catena**, v. 165, p. 345-357, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.02.014.

REYNOLDS, W. D.; DRURY, C. F.; TAN, C. S.; FOX, C. A.; YANG, X. M. Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. **Geoderma**, v. 152, p. 252-263, 2009. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.06.009.

SÁ, J. C. M; CERRI, C. C.; LAL, R.; DICK, W. A.; VENSKE, S. P. F.; PICCOLO, M. C.; FEIGL, B. E. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian oxisol. **Soil Science Society of America Journal**, v. 65, p. 1486-1499, 2001. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj2001.6551486x.

SÁ, J. C. M.; BÜRKNER DOS SANTOS; J., LAL, R.; DE MORAES, A.; TIVET, F.; MACHADO SÁ, M. F.; BRIEDIS, C.; OLIVEIRA FERREIRA, A., EURICH, G., FARIAS, A.; FRIEDRICH, T. Soil specific inventories of landscape carbon and nitrogen stocks under no-till and native vegetation to estimate carbon offset in a subtropical ecosystem. **Soil Science Society of America Journal**, v. 77, p. 2094-110, 2013. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj2013.01.0007.

SÁ, J. C. M.; SEGUY, L.; TIVET, F., LAL, R.; BOUZINAC, S.; BORSZOWSKEI, P. R.; BRIEDIS, C.; SANTOS, J. B.; HARTMAN, D. C.; BERTOLONI, C. G. Carbon depletion by plowing and its Restoration by no-till cropping systems in Oxisols of subtropical and tropical agro-ecoregions in Brazil. **Land Degradation & Development**, v. 26, p. 531-543, 2015. DOI: https://doi.org/10.1002/ldr.2218.

SÁ, J. C. M.; SANTOS, J. B.; CANALLI, L. B.; INAGAKI, T. M.; GONÇALVES, D. R. P.; ROMANIW, J.; OLIVEIRA FERREIRA, A.; BRIEDIS, C. Sistema plantio direto. In: In: BERTOL, O. J.; COLOZZI FILHO, A.; BARBOSA, G. M. de C.; SANTOS, J. B. dos; GUIMARÃES, M. de F. (ed.). **Manual de manejo e conservação do solo e da água para o Estado do Paraná**. Curitiba: SBCS, Nepar, 2019. p. 105-110.

SANT'ANNA, S. A. C.; JANTALIA, C. P.; SÁ, J. M.; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil organic carbon during 22 years of pastures, cropping or integrated crop/livestock systems in the Brazilian Cerrado. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 108, p. 101-120, 2016. DOI: http://dx.doi.org/10.1007/s10705-016-9812-z.

SEVERIANO, E. C; DE OLIVEIRA, G. C.; JUNIOR, M. D. S. D.; CURI, N.; PINHO COSTA, K. A.; CARDUCCI, C. E. Preconsolidation pressure, soil water retention characteristics, and texture of Latosols in the Brazilian Cerrado. **Soil Research**, v. 51, p. 193-202, 2013. DOI: https://doi.org/10.1071/SR12366.

SILVA, J. F. G.; GONCALVES, W. G.; COSTA, K. A. P.; FLÁVIO NETO, J.; BRITO, M. F.; SILVA, F. C.; SEVERIANO, E. C. Crop-livestock integration and the physical resilience of a degraded Latosol. **Semina. Ciências Agrárias**, v. 40, p. 2973-2990, 2019. https://doi.org/10.5433/1679-0359.2019v40n6Supl2p2973.

SOUZA, Z. M.; ALVES, M. C. Propriedades físicas e teor de matéria orgânica em um Latossolo Vermelho de cerrado sob diferentes usos e manejos. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 25, p. 27-34, 2003. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000100014.

STOCK, O.; DOWNES, N. K. Effects of additions of organic matter on the penetration resistance of glacial till for the entire water tension range. **Soil and Tillage Research**, v. 99, p. 191–201, 2008. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2008.02.002.

SURAVI, K. N.; ATTENBOROUGH, K.; TAHERZADEH, S.; MACDONALD, A. J.; POWLSON, D. S.; ASHTON, R. W.; WHALLEY, W. R. The effect of organic carbon content on soil compression characteristics. **Soil and Tillage Research**, v. 209, p. 104975, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2021.104975.

TAVARES FILHO, J.; FELTRAN, C. T. M.; OLIVEIRA, J. F.; ALMEIDA, E. Modelling of soil penetration resistance for an Oxisol under no-tillage. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 89-95, 2012. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000100010.

TIVET, F.; SÁ J. C. M.; LAL, R.; BRIEDIS, C.; BORSZOWSKEI, P. R.; SANTOS, J. B.; FARIAS, A.; EURICH, G.; HARTMAN, D. C.; NADOLNY JUNIOR, M., BOUZINAC, S.; SEGUY, L. Aggregate C depletion by plowing and its restoration by diverse biomass-C inputs under no-till in sub-tropical and tropical regions of Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 126, p. 203-218, 2013. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2012.09.004.

TOLEDO, M. P. S.; ROLIM, M. M.; LIMA, R. P.; CAVALCANTI, R. Q.; ORTIZ, P. F. S.; CHERUBIN, M. R. Strength, swelling and compressibility of unsaturated sugarcane soils. **Soil and Tillage Research**, v. 212, p. 105072, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105072.

TORMENA, C. A.; SILVA, A. P.; LIBARDI, P. L. Caracterização do intervalo hídrico ótimo de um Latossolo Roxo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 573-581, 1998. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06831998000400002.

TUCHTENHAGEN, I. K.; LIMA, C. L. R.; BAMBERG, A. L.; GUIMARÃES, R. M. L.; PULIDO-MONCADA, M. Visual evaluation of the soil structure under different management systems in lowlands in southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, p. e0170270, 2018. DOI: https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20170270.

VELOSO, M. G.; CECAGNO, D.; BAYER, C. Legume cover crops under no-tillage favor organomineral association in microaggregates and soil C accumulation. **Soil and Tillage Research**, v. 190, p. 139-146, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2019.03.003.

VIANA, E. T.; BATISTA, M. A.; TORMENA, C. A.; COSTA, A. C. S.; INOUE, T. T. Atributos físicos e carbono orgânico em Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 2105-2114, 2011. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000600025.

ZHANG, B.; HORN, R.; HALLET, P. D. Mechanical resilience of degraded soil amended with organic matter. **Soil Science Society of American Journal**, v. 69, p. 864-871, 2005. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj2003.0256.

Capítulo 4

O microbioma do solo e sua relação com a matéria orgânica

Helio Danilo Quevedo
Caroline Sayuri Nishisaka
Rodrigo Mendes

Introdução

O solo é fonte e reservatório genético da vida microbiana, que é fundamental para o processo de ciclagem de nutrientes e, em consequência, para a decomposição da matéria orgânica no solo (Jiao et al., 2019). Devido a existência de alta diversidade microbiana no solo, as funções exercidas por esses microrganismos ocorrem de forma simultânea, gerando um ecossistema multifuncional (Jing et al., 2015; Meyer et al., 2018; Jiao et al., 2019). A partir do aporte microbiológico as plantas selecionam e moldam as comunidades de microrganismos que vivem em torno das raízes, na rizosfera, e nas partes aéreas da planta, na filosfera, que incluem os microrganismos epifíticos e endofíticos (Berendsen et al., 2012; Andreote; Cardoso, 2016; Liu et al., 2020). Por serem sistemas abertos com alta superfície de contato, estes compartimentos das plantas são superpovoados por extensos grupos de microrganismos que incluem bactérias, fungos, oomicetos e protozoários, entre outros, compondo o microbioma do hospedeiro (Mendes; Raaijmakers, 2015; Berg et al., 2020).

O conceito de microbioma foi usado, inicialmente, para se referir às comunidades microbianas que habitam o corpo humano; desde então, o termo é usado para descrever as coleções de microrganismos e seus genomas associados a diferentes organismos hospedeiros. O termo microbioma inclui a microbiota, que é a comunidade de microrganismos, e seu "teatro de atividade", que são os elementos estruturais, metabólitos e condições do ambiente em que a microbiota está associada (Berg et al., 2020).

Embora exista uma grande variação na composição do microbioma associado a diferentes organismos, é interessante notar que existem similaridades marcantes relacionadas a aquisição de nutrientes, modulação do sistema imunológico do

hospedeiro e proteção contra doenças quando são comparados os diferentes sistemas (Mendes; Raaijmakers, 2015). Os microrganismos membros do microbioma ocupam nichos especializados, desempenham funções específicas, interagem com outros membros e com o ambiente, compartilham dos benefícios destas interações gerando um ambiente altamente complexo (Mendes et al., 2013; Mendes; Raaijmakers, 2015; Andreote; Cardoso, 2016). A relação entre a microbiota e o hospedeiro é íntima e resulta da constante co-evolução devido às interações interespecíficas (Mendes; Raaijmakers, 2015). Por exemplo, no sistema gastrointestinal do corpo humano, o microbioma é responsável por disponibilizar nutrientes indigestíveis liberando elementos essenciais para a dieta (Mendes et al., 2013; Mendes; Raaijmakers, 2015). O mesmo ocorre na rizosfera das plantas, onde a ação do microbioma promove a solubilização, transporte e aquisição de nutrientes do solo (Mendes et al., 2013; Mendes; Raaijmakers, 2015; Berg et al., 2020). A codependência entre a microbiota com o hospedeiro torna o microbioma uma unidade funcional inseparável de todos os eucariotos (Berg et al., 2020).

O agrônomo alemão e fisiologista de plantas Lorenz Hiltner foi o primeiro autor a utilizar o termo "rizosfera" para caracterizar o microbioma em volta das raízes das plantas (Hiltner, 1904). Traduzido por Hartmann et al. (2008), Hiltner, em 1904, classificou como rizosfera, a região do solo que é influenciada pelas raízes das plantas, local em que as bactérias assimilavam e imobilizavam o nitrogênio para a fixação pelos nódulos de leguminosas e para o enriquecimento do solo (Hartmann et al., 2008; Lettice, 2019). Posteriormente, foi possível observar que a região rizosférica possui propriedades físico-químicas e microbiológicas influenciadas pelos exsudatos das plantas (Mendes; Raaijmakers, 2015). A rizosfera também pode ser definida como a interface crítica, entre 2 a 3 mm das raízes das plantas e a matriz do solo, onde ocorrem interações benéficas e prejudiciais entre plantas e microrganismos (Garbeva; Weisskopf, 2020). Fisicamente, a rizosfera é a região do solo influenciada pela presença de raízes, causando adensamento do solo na região de coifa, melhorando a umidade e a porosidade do solo (Andreote; Cardoso, 2016). A estrutura da rizosfera é composta por três zonas cujo critério é a proximidade com a raiz – endorrizosfera, rizoplano e ectorrizosfera, sendo a endorrizosfera a região mais próxima do córtex e endoderme da planta e ectorrizosfera a porção mais distante (Andreote; Cardoso, 2016). A distinção de zonas pode possibilitar a ocorrência de diferentes nichos e funções microbiológicas em cada porção da rizosfera criando maior complexidade e estabilidade no microbioma (Mendes; Raaijmakers, 2015; Andreote; Cardoso, 2016; Berg et al., 2020).

A diversidade microbiológica do solo e a formação dos microbiomas encontram-se relacionadas com os fatores abióticos como temperatura, água, pH, potencial redox, macro e micronutrientes e oxigênio entre outros fatores que influenciam diretamente a dinâmica populacional microbiana (Andreote; Cardoso, 2016; Xu et al., 2016; Zhou et al., 2018; Wan et al., 2021). Considerando que os serviços ecossistêmicos do solo, bem como a fitossanidade, estão totalmente atrelados aos compostos orgânicos do solo (Andreote; Cardoso, 2016), neste capítulo são relacionados os serviços do microbioma da rizosfera com a matéria orgânica do solo, detalhando as características químicas, físicas e biológicas que moldam o microbioma e impactam suas funções.

A evolução no estudo de microbiomas do solo e da rizosfera

Nas últimas décadas, estudos relacionados ao microbioma foram constantemente aperfeiçoados, emergindo do clássico método de cultivo para ferramentas mais robustas e refinadas, como as análises moleculares. Dentre os métodos tradicionais de análise do microbioma do solo estão técnicas para se medir o carbono da biomassa microbiana do solo, como clorofórmio-fumigação-incubação – CFI (Jenkinson; Powlson, 1976) e clorofórmio-fumigação-extração – CFE (Vance et al., 1987); técnicas para recuperar microrganismos do solo, como o cultivo *in vitro;* e técnicas para medir a atividade microbiana no solo, como a respirometria e quantificação de atividade enzimática (Insam, 2001).

Dentre as enzimas utilizadas para avaliar a inferência da atividade microbiológica estão a arilsulfatase, a β-glicosidase e a fosfatase, as quais estão presentes em processos-chave da bioquímica do solo, respectivamente, a ciclagem do enxofre, carbono e fósforo (Adetunji et al., 2017; Lopes et al., 2021). Porém, há limitações em tais técnicas, o cultivo de microrganismos, por exemplo, se limita a menos de 1% da diversidade microbiana total do solo e as atividades microbianas são propensas às variações sazonais (Pham; Kim, 2012; Moretto et al., 2017). Assim, com os avanços da biologia molecular tornou-se possível acessar e caracterizar com maior especificidade grande parte da diversidade de comunidades microbianas até então desconhecidas, facilitando seu entendimento (Hao; Xiao, 2017). Para isso, técnicas como qPCR (Reação em Cadeia da Polimerase em Tempo Real) e de sequenciamento genético em larga escala são comumente utilizadas para estudos relacionados a abundância e diversidade microbiana do solo (Fierer, 2017).

O conjunto de ferramentas moleculares que permite analisar o DNA ou RNA de indivíduos ou comunidades microbianas, bem como proteínas e metabólitos do microbioma é denominado de "ômicas" (Jansson et al., 2012). O emprego destas metodologias possibilita o entendimento de mecanismos

nos processos metabólicos de organismos, bem como das interações entre duas ou mais espécies em um mesmo ecossistema (Jansson et al., 2012; Nannipieri et al., 2019).

O emprego de ferramentas moleculares para o estudo de comunidades microbianas se tornou comum no meio científico a partir de 2010. Jiao et al. (2019), por exemplo, utilizaram a técnica de sequenciamento do gene 16S do RNA ribossômico para a construção de um atlas continental de identificação de bactérias do solo em campos de milho e arroz. Naylor et al. (2020) também utilizaram da mesma técnica para o estudo da bioquímica do microbioma do solo por meio de enriquecimento nutricional direcionado, para o melhor entendimento dos "módulos funcionais" locais. Apesar da aplicação em análises de microbioma total do solo, tais metodologias também são aplicadas em estudos de interação entre microbioma e planta. Além do gene 16S rRNA de bactérias, a região ITS (Internal Transcribed Spacer) de fungos também é empregada no sequenciamento de *amplicons*, que consiste no sequenciamento de um fragmento específico do DNA de microrganismos que permite sua identificação e quantificação a partir de uma amostra ambiental (Pascale et al., 2020).

Com a finalidade de explorar o material genético total é empregado o sequenciamento *shotgun,* que identifica, além dos genes ribossomais, normalmente acessados no sequenciamento de *amplicons*, todo DNA contido na amostra em análise, que incluem os genes funcionais (Pascale et al., 2020). As técnicas de PCR e qPCR, em complementaridade, atuam na avaliação qualitativa e quantitativa desses microrganismos, de modo a auxiliar na estimativa de comunidades microbianas presentes no solo. Assim, essas metodologias independentes de cultivo auxiliam na exploração de novos organismos, na identificação de nichos e processos ainda não conhecidos.

As pesquisas no âmbito da microbiologia ambiental e agrícola possuem importante papel para o desenvolvimento de novos recursos, podendo tornar o meio ambiente mais resiliente e o manejo agrícola mais sustentável (Lupatini et al., 2017; Lourenço et al., 2018). Para tal, o microbioma do solo se mostra vital, uma vez que este faz parte dos principais processos físico-químicos do solo, bem como se mostra essencial para a saúde e desenvolvimento da planta (Zhou et al., 2020). Esta relação entre o microbioma com a planta inicia-se desde as primeiras fases de desenvolvimento vegetal, e auxilia o hospedeiro na aquisição de nutrientes, água e na defesa contra patógenos (Mendes et al., 2013). Tais fatores dependem diretamente do microbioma residente do solo, que será recrutado na região rizosférica e atuará como primeira barreira de defesa microbiológica da planta (Mendes et al., 2011; Chapelle et al., 2016; Zhou et

al., 2020). A aplicação de ferramentas moleculares avançadas, em conjunto com abordagens tradicionais, é crítica para o entendimento do funcionamento do microbioma do solo permitindo o desenvolvimento de estratégias de manejo para melhorar a qualidade biológica de sistemas de produção.

A matéria orgânica como moduladora do microbioma do solo

O solo se estrutura de maneira heterogênea e descontínua, e possibilita a ocorrência de diversos micro-habitats que irão variar entre si de acordo com as características físicas, químicas e disponibilidade de nutrientes (Andreote; Cardoso, 2016). A diferenciação de nichos e ocorrência de habitats podem ocorrer devido à disponibilidade e ao tipo de molécula energética que está sendo ofertada (Trivedi et al., 2019), ou seja, a afinidade que o organismo residente no solo possui com o material orgânico irá atrair em torno dessa fonte de energia que pode ser matéria orgânica de origem animal, vegetal ou compostos químicos liberados pelas plantas (Berendsen et al., 2012).

A preferência alimentar dos microrganismos é evidenciada em estudos que apontam que bactérias Gram-positivas tem preferência por carbono originado da massa orgânica disponível no solo (*bulk soil*) e em seus agregados, enquanto bactérias gram-negativas possuem preferência por carbono derivado da biomassa das plantas (Kramer; Gleixner, 2008; Zhang et al., 2018; Waller et al., 2020). Portanto, a diferenciação de nichos entre bactérias gram-positivas e gram-negativas observada nesses estudos ocorre em função do tipo de fonte de carbono orgânico ofertado e a preferência de nicho dirigida pela fonte de energia que ocorre independente da profundidade do solo. Neste ponto de vista, a escolha do tipo de matéria orgânica que será manejada no solo irá refletir na comunidade de microrganismo moldada na formação do microbioma.

A aplicação de matéria orgânica no solo é um dos principais fatores que alteram a diversidade microbiana do solo, que está diretamente relacionada à disponibilidade e variedade de nutrientes local (Li et al., 2020). Essa alteração pode ocasionar efeitos benéficos, como aumento da diversidade microbiana, ou ainda efeitos deletérios, como a extinção de espécies raras e seleção das mais abundantes, o que pode reduzir a redundância funcional do sistema (Xiong et al., 2017; Xun et al., 2019; Xun et al., 2021). Sendo assim, o principal modulador desses efeitos causados no microbioma do solo é o tipo de matéria orgânica aplicada em função da grande variedade de fontes e tipos existentes disponíveis para uso na agricultura.

Diversos tipos de matéria orgânica podem ser aplicados na tentativa de recuperar a fertilidade do solo, dentre estes, são comumente utilizados resíduos animais, restos vegetais e materiais compostados (Cesarano et al., 2017). Como

alternativa aos compostos inorgânicos, as matérias orgânicas são consideradas mais sustentáveis, uma vez que restos agrícolas e agropecuários podem ser reciclados, e retornam ao meio ambiente que assim melhora a qualidade do solo (Lourenço et al., 2018; Yin et al., 2019). Um exemplo é a aplicação de vinhaça, subproduto da produção do etanol, no sistema agrícola, que é utilizada como fertilizante devido à sua composição rica em nutrientes (Lourenço et al., 2018; Chaves et al., 2019).

Lourenço et al. (2018) ressaltaram que a aplicação de vinhaça altera as comunidades microbianas residentes do solo, e há a inserção de um microbioma externo proveniente da vinhaça e, consequentemente, ocasiona distúrbios na estabilidade entre os microrganismos. Porém, é possível observar que essas mudanças são por um limitado espaço de tempo, onde as comunidades residentes do solo mostram resiliência, e voltam ao seu estado normal após cerca de 30 dias a aplicação da vinhaça. Por outro lado, a irrigação de vinhaça por tempo prolongado pode diminuir a diversidade microbiana do solo, principalmente pela alteração no pH local, fator chave na modulação do microbioma (Yin et al., 2019).

A aplicação de esterco ou de sua fração líquida também altera as comunidades microbianas do solo; Shi et al. (2018) ressaltaram que a utilização de esterco a longo-prazo pode melhorar o microbioma do solo. Porém, os autores indicam que a aplicação da fração líquida proveniente do esterco diminuiu a abundância de fungos presentes no solo, e impacta a estruturação da microbiota local. Já a aplicação de fertilizantes inorgânicos, como o NPK, diminui o pH do solo a longo-prazo, acidificando o ambiente, fator que pode ser tamponado com a utilização de matéria orgânica (Li et al., 2020). Dessa forma, considerando que o pH é um dos principais fatores moduladores do microbioma do solo, a alteração desse fator resulta em mudanças nas comunidades microbianas do local, e aumenta a abundância de bactérias do gênero Acidobacteria, por exemplo (Li et al., 2020).

O microbioma do solo e o resíduo vegetal

Resíduos vegetais e plantas de cobertura, em geral, possuem importante papel na disponibilidade de nutrientes no solo, servindo como fertilizantes naturais (Nevins et al., 2018). Inicialmente, com a degradação destes compostos pelos macrorganismos, o microbioma local acessa compostos, como celulose e proteínas, dando continuidade à degradação iniciada e facilitando a absorção destes nutrientes pelas plantas (Jamali et al., 2011; Dempsey et al., 2013; Khatoon et al., 2017; Frouz, 2018; Huang et al., 2020; Quevedo et al., 2021). Além disso, os resíduos vegetais auxiliam na retenção de umidade, e aumentam

a degradação e o transporte de nutrientes, bem como favorecem reações do ciclo do nitrogênio, como a etapa de desnitrificação (Nishisaka et al., 2019). As plantas de coberturas mostraram colaborar com o aumento da biomassa e taxa microbiana do solo, bem como sua atividade enzimática (Li et al., 2012; King; Hofmockel, 2017; Kim et al., 2020). Sendo assim, alguns autores ressaltam, também, que o aumento do número de genes no microbioma relacionados ao metabolismo da matéria orgânica solúvel pode ser notado quando há a utilização de plantas de coberturas, assim como uma correlação positiva entre a abundância relativa de membros dos filos Firmicutes, Proteobacteria, Acidobacteria e Actinobacteria, com a decomposição de compostos como a celulose e a quitina (Moreno et al., 2009; Gao et al., 2013; Castellano-Hinojosa; Strauss, 2020). Isso se dá em razão da composição, crescimento e atividade microbiana do solo serem reguladas pela variação da matéria orgânica dissolvida, onde se pode observar microrganismos do mesmo filo, ou até mesma classe, se correlacionando de diferentes formas com as variantes químicas das moléculas dessa matéria (Li et al., 2019).

Considerando os efeitos ocasionados ao solo, as plantas de cobertura possuem um potencial benéfico quanto ao input de nitrogênio no sistema, aumentando a disponibilidade desse elemento (Castellano-Hinojosa; Strauss, 2020). Assim sendo, os microrganismos responsáveis pelos processos relacionados ao ciclo do nitrogênio como sua fixação, nitrificação e desnitrificação, podem ter suas comunidades alteradas de modo a aumentar ou inibir cada passo desses processos (Gryta et al., 2020). Como exemplo, estima-se que há um aumento de comunidades desnitrificantes, mais especificamente das portadoras do gene *nirK*, na presença de plantas de cobertura, tendo correlação positiva com a porção de nitrogênio orgânico dissolvido do solo (Castellano-Hinojosa; Strauss, 2020).

Navins et al. (2018) destacam, também, que as etapas de degradação de resíduos vegetais influenciam diretamente na variação de microrganismos ativos no processo. Tal fator pode ocorrer devido a filtragem ambiental, aumento da competitividade no meio e a seleção dos microrganismos mais capazes de degradar determinado resíduo vegetal. Assim, indivíduos portadores do gene codificador da enzima β-glucosidase, por exemplo, foram mais abundantes no momento de pico da decomposição, confirmando a seleção da microbiota portadora desse gene nesse momento. Além disso, é importante ressaltar que além do input de nitrogênio, o carbono e o fósforo apresentam papel essencial na rotação da matéria orgânica solúvel do solo, uma vez que são interdependentes no processo de degradação de compostos (Zheng et al., 2019).

A estrutura do solo e o microbioma

Os solos são compostos por arranjos de partículas que formam agregados de diversas dimensões (Wilpiszeski et al., 2019). Os agregados são formados pelas forças físicas dirigidas pelos eventos cíclicos de umedecimento e secagem do solo ou por influência da presença de raízes, todavia a estabilidade das partículas é mediada pela matéria orgânica (Cunha et al., 2015; Wilpiszeski et al., 2019). Por sua vez, a atividade microbiana influencia fortemente a estabilização de matéria orgânica (Bhattacharyya et al., 2021).

Os microagregados são estruturas menores que 250 μm, ligados a partículas minerais e carbono orgânico, que permitem a formação de macroagregados, estruturas entre 0,25-2,0 mm (Wilpiszeski et al., 2019; Huang et al., 2020). A escala e variabilidade de comprimentos das estruturas dos agregados criam nichos heterogêneos; por exemplo, em algumas regiões há limite de difusão de água, oxigênio e gases selecionando microrganismos que são capazes de interagir com o carbono orgânico sob as condições daquele ambiente, logo, são formados microbiomas e nichos intrinsicamente especializados (Andreote; Cardoso, 2016; Wilpiszeski et al., 2019). Apesar dos agregados do solo possuir uma fração de matéria orgânica, o acesso a essa fonte de energia é pontual para a maioria dos organismos do solo, e irá ocorrer quando casualmente as partículas forem conectadas, como exemplo, quando há umedecimento do solo ou quando há quebra desses agregados liberando a matéria orgânica presente nele (Cunha et al., 2015; Bhattacharyya et al., 2021). Pesquisas recentes indicam que a química do solo, componentes orgânicos e os microrganismos dos solos são um sistema integrado em estreita associação e são diretamente influenciados um pelo outro (Mohammadi et al., 2011; Schmidt et al., 2019; Bhattacharyya et al., 2021). Exemplificando, minerais como montmorillonita (argilomineral), caulinita e alguns quartzos são capazes de absorver e quelar algumas substâncias eventualmente tóxicas para alguns grupos microbianos, como pesticidas e antibióticos (Mohammadi et al., 2011), que influencia tanto na montagem da comunidade de organismos no solo quanto na geometria da estrutura dos agregados (Mohammadi et al., 2011; Bhattacharyya et al., 2021). Por sua vez, esses minerais interferem na atividade enzimática microbiana sobre decomposição e dificulta que a matéria orgânica seja degradada, portanto, protegendo e estabilizando a estrutura dos agregados (Xu et al., 2016).

A matéria orgânica no solo é influenciada pelas propriedades do solo - pH, textura, umidade, aeração, mineralogia e a microbiota e, pela quantidade de insumos anuais de resíduos vegetais e animais inseridos no sistema (Mohammadi et al., 2011). Em relação à biota do solo, alguns macrorganismos têm importância na transformação da estrutura dos agregados do solo, as

minhocas e cupins, por exemplo, modificam a estrutura do solo por meio de criação de galerias e do processamento desses resíduos orgânicos (Dempsey et al., 2013; Huang et al., 2020; Quevedo et al., 2021). Além disso, muitos organismos do solo, como insetos, anelídeos e plantas, estabelecem relação com os microrganismos, com a matéria orgânica e com os nutrientes ciclados com a atmosfera, matriz do solo e plantas, modulando o ambiente no qual interagem (Dempsey et al., 2013; Schmidt et al., 2019; Huang et al., 2020). Portanto, o processo de degradação de matéria orgânica está atrelado aos processos biológicos e às funções desempenhadas por macro e microrganismos em diferentes condições bióticas e abióticas do solo, no qual a sua estrutura pode influenciar na dispersão e agrupamento das comunidades microbianas, assim como nas interações das plantas com a matriz do solo (Wilpiszeski et al., 2019; Bhattacharyya et al., 2021). Por fim, a porosidade e a conectividade entre os agregados é dependente da diversidade de fungos e bactérias que habitam as estruturas internas e externas dos agregados.

Essa relação de codependência, na qual os agregados são formados com o auxílio dos microrganismos, e que por sua vez os microrganismos usam os agregados como habitat formando nichos especializados, torna os agregados em unidades funcionais do ecossistema do solo (Andreote; Cardoso, 2016; Wilpiszeski et al., 2019).

O microbioma dos agregados é altamente especializado em determinadas funções do solo, como exemplo a ciclagem de nutrientes e decomposição de resíduos orgânicos (Andreote; Cardoso, 2016; Schmidt et al., 2019; Wilpiszeski et al., 2019). A heterogeneidade dos poros e escala espacial permitem a ocorrência de diversos nichos, e consequentemente, permite a manutenção de serviços ecossistêmicos em diferentes condições ambientais (Andreote; Cardoso, 2016; Wilpiszeski et al., 2019). Isso ocorre porque a heterogeneidade dos poros resulta em propriedades distintas da matriz do solo, como no gradiente de matéria orgânica e oxigênio (Schlüter et al., 2018; Wilpiszeski et al., 2019).

A variabilidade espacial e temporal que ocorre nos agregados é geralmente associada a eventos de hotspot das atividades microbianas. No estudo de Schlüter et al. (2018) foi demonstrado que restrições físicas controlaram serviços ecológicos como a desnitrificação. Esses autores exploraram os tamanhos dos agregados e a concentração de oxigênio; assim, criaram um modelo que elucidou que o princípio da desnitrificação depende da concentração de oxigênio externo e do tamanho do agregado. Os agregados menores, por possuírem maior superfície de contato, são supridos de oxigênio, todavia as áreas anóxicas coexistem no mesmo fragmento diferenciando nichos. Por outro lado, os agregados maiores possuem mais áreas anóxicas, e portanto, maior potencial de

desnitrificação. Mesmo em solos bem drenados, os agregados disponibilizam nichos que possibilitam serviços ecossistêmicos em condições anaeróbicas. A capacidade do solo de desempenhar funções similares em diferentes condições ambientais e diferentes estruturas de comunidades microbianas é chamada de redundância funcional, uma característica ecológica do solo que envolve diversidade biológica e diversidade metabólica (Andreote; Cardoso, 2016).

Na região rizosférica as plantas atraem e selecionam microrganismos com funções complementares às necessidades das plantas (Mendes et al., 2013; Andreote; Cardoso, 2016). As alterações físicas resultantes da presença da planta direcionam as condições de habitats das comunidades de microrganismos que vão se instalar próximos às raízes (Andreote; Cardoso, 2016). As mudanças das condições do solo interferem na função que o solo desempenha, e consequentemente, tem impacto na estrutura da comunidade do microbioma do solo devido a alteração da frequência dos táxons residentes (Rossmann et al., 2020).

O revolvimento do solo (*turnover*) causado pela prática agrícola abre nichos para colonização de grupos pioneiros como acidobacterias que se sobrepõem sobre as outras populações microbianas (Rodrigues et al., 2013; Navarrete et al., 2015). Todavia, quando a perturbação é minimizada as comunidades resilientes do solo têm a possibilidade de se reestabelecerem. Contudo, a mudança do uso do solo, com sua consequente homogeneização, causa perda de grupos biológicos em vários níveis tróficos implicando na diversidade biológica e diversidade metabólica daquele ecossistema (estreitando a redundância funcional) (Rodrigues et al., 2013; Rossmann et al., 2020). Este evento é chamado por Andreote e Cardoso (2016) de seleção homogeneizadora, e isso implica na diferenciação da diversidade de acordo com o uso do solo (como exemplo, floresta, pastagem e agricultura), que favorecem alguns grupos taxonômicos em função da depleção de outros. Por fim, a perda da diversidade biológica tem consequências nas interações ecológicas e cria microbiomas com networks menos complexos em detrimento de intervenção antrópica, por exemplo, domesticação de plantas (Pérez-Jaramillo et al., 2016; Rossmann et al., 2020).

O microbioma do solo e a nutrição das plantas

A estabilidade das comunidades biológicas do solo é dependente das características químicas e físicas da matriz em que serão hospedadas (Mohammadi et al., 2011; Schmidt et al., 2019). A microbiota do solo é carente de carbono orgânico, por isso, as regiões em que as comunidades microbianas se estabelecem e residem são locais em que ocorrem liberação de exsudatos pelas raízes das plantas, ou que há acúmulo de material orgânico,

como palhada, serapilheira, resíduos animais e vegetais (Andreote; Cardoso, 2016). Em razão dos exsudatos serem fonte de moléculas energéticas, como mucilagem, proteínas, açúcares, ácidos orgânicos, aminoácidos e uma variedade de metabólitos secundários (Badri et al., 2012; Schmidt et al., 2019; Garbeva; Weisskopf, 2020), uma grande diversidade de microrganismos se estrutura em torno das raízes ou próxima a elas (Andreote; Cardoso, 2016; Garbeva; Weisskopf, 2020). A exsudação de compostos orgânicos, liberados pela radícula e pelos primórdios radiculares, é intensificada assim que a semente se embebe de água, e circunstancialmente são enviados sinalizadores químicos ao solo recrutando serviços de microrganismos complementares ao desenvolvimento fisiológico da planta (Magalhães; Durães, 2002; Andreote; 2016; Berg; Raaijmakers, 2018; Garbeva; Weisskopf, 2020). A formação da rizosfera é dependente da frequência e abundância de microrganismos disponíveis no solo (Dini-Andreote, 2020), sendo que a composição química do solo dirige o gradiente de distribuição dos organismos aptos a colonizar esta região (Andreote; Cardoso, 2016). Assim, as plantas modulam a microbiota do solo pela exsudação radicular, formando um microbioma complexo da rizosfera com outros organismos abrangendo diferentes níveis tróficos (Mendes et al., 2013; Rossmann et al., 2020).

O carbono orgânico ofertado pelas plantas pelo processo de exsudação radicular é atrativo a diversos organismos (Mendes et al., 2013; Chapelle et al*.,* 2016; Romagnoli; Andreote, 2016). A relação estabelecida entre os organismos do solo com a planta pode ser prejudicial ou benéfica, todavia, a presença dos organismos no solo vai influenciar o rendimento (*fitness*) metabólico da planta hospedeira (Berendsen et al., 2012; Chapelle et al., 2016; Zhang et al., 2015; Garbeva; Weisskopf, 2020). Os minerais essenciais para a nutrição das plantas, encontrados no solo, geralmente não estão em forma assimilável, por isso as plantas necessitam recrutar serviços dos microrganismos no solo sob o preço do carbono orgânico liberado via exsudatos (Andreote; Cardoso, 2016).

Mediadores químicos são as principais vias de comunicação microrganismo-planta, microrganismo-microrganismo (Chapelle et al*.,* 2016; Garbeva; Weisskopf, 2020) e a presença de determinados metabólitos pode sinalizar o disparo de respostas estringentes, alterando a fisiologia da planta como resposta adaptativa diante da detecção dos compostos (Chapelle et al., 2016). Dessa forma, os microrganismos podem responder ao "chamado de ajuda" quando as plantas necessitam se nutrir ou se defender de patógenos (Zhang et al., 2015). Portanto, a comunicação estabelecida na atração entre microrganismo-planta pode ser mediada por metabólitos (Badri et al., 2012; Garbeva; Weisskopf, 2020).

Sabe-se, por exemplo, que flavonoides e estrigolactonas estão associados ao crescimento de raízes simbióticas às micorrizas (Badriet al*.,* 2012; Zhang et al., 2015; Valadares et al., 2016). No caso das *Striga*, *Phelipanche*e *Orobanche*spp., as estrigolactonas são usadas como estratégia para invadir o hospedeiro, enquanto em *Rhizobium* spp. pode ser um fator que induz a nodulação (Zhang et al., 2015). Ademais, foi verificado que ácidos cítricos e fumáricos atraem microrganismos até as raízes de tomate, assim como benzohexazenoides modificam a estrutura microbiana atraindo cepas de *Pseudomonas putida* (Badri et al*.,* 2012; Neal et al., 2012). Os ácidos fenólicos mostraram-se correlacionados com táxons específicos de bactérias na rizosfera de plantas do gênero *Arabidopsis*, enquanto que os ácidos salicílicos foram capazes de modificar a estrutura da comunidade associada à rizosfera dessas plantas (Badri et al., 2012; Lebeis et al*.,* 2015). Sendo assim, denota-se que compreender a comunicação química que ocorre pela exsudação radicular abre caminho para compreender a complexa interação entre microrganismo-planta e todo o potencial biotecnológico associado a estas interações, como nutrição de plantas, fertilidade do solo, supressão de patógenos no solo e produtividade.

O pH é um importante modulador da atividade microbiológica do solo. Os complexos enzimáticos responsáveis pelos metabolismos dos microrganismos são dependentes de faixa de pH específico para desempenhar atividade ótima. Logo, o pH é um fator limitante da atividade biológica no solo, que interfere no ciclo do carbono, do nitrogênio, do fósforo e na composição das comunidades microbianas (Andreote; Cardoso, 2016; Zhou et al., 2018; Wan et al., 2021). A configuração e a estruturação dos membros que compõem o microbioma refletem na função desempenhada no nicho ecológico, pois diferentes organismos possuem diferentes características fisiológicas e ecológicas, que garante, assim, a manutenção de diferentes processos dos solos a despeito das variações ambientais (Andreote; Cardoso, 2016; Zhou et al., 2018). Por outro lado, após a comunidade microbiana já estar estabelecida, a atividade microbiológica pode ser fator modulador na estrutura da comunidade; por exemplo, dependendo da relação C/N entre a matéria orgânica e a biomassa microbiana, a adição de composto orgânico no solo pode acarretar em uma intensa mineralização, processo de oxirredução e consumo de prótons, reduzindo a acidez e o alumínio trocável do solo (Zilbilske, 1987; Leal et al., 1983; Andreote; Cardoso, 2016). Neste contexto, a atividade microbiológica pode alterar as composições químicas do solo, deslocar comunidades microbianas sensíveis e reconfigurar a comunidade residente (Andreote; Cardoso, 2016; Wan et al., 2021).

Em virtude da maioria dos nutrientes essenciais para as plantas estarem indisponíveis ou em forma não assimiláveis, os microrganismos do solo são

cruciais para prestarem serviços como fixação de nitrogênio e solubilização de fósforo, e assim auxilia as plantas na nutrição (Wan et al., 2021). Apesar de pouca dependência de processos microbianos, o potássio está presente em etapas do metabolismo das plantas e atividades enzimáticas (Wan et al., 2021), e é um elemento móvel no sistema solo-planta-microrganismo. O potássio, geralmente, está disponível em forma mineral, porém, é facilmente lixiviado das células de resíduos vegetais e então reabsorvido por outras plantas (Andreote; Cardoso, 2016). Por outro lado, a disponibilidade de fósforo para plantas é altamente dependente de processos microbianos, tanto para desprender o fósforo de resíduos orgânicos (resíduos vegetais ou rizodeposição) quanto para transformar formas minerais indisponíveis (rochas fosfatadas) em formas assimiláveis (fosfato) (Andreote; Cardoso, 2016; Wan et al., 2021). O processo de solubilização e de mineralização do fósforo está intimamente ligado aos ácidos orgânicos produzidos por microrganismos com participação de enzimas extracelulares. Este processo é extremamente importante tanto para nutrição de plantas quanto para a estabilidade de matéria orgânica e avaliação da fertilidade do solo (Wan et al., 2021). O nitrogênio tem grande relevância na nutrição de plantas, e está presente na formação de biomoléculas como proteínas e ácidos nucléicos (Andreote; Cardoso, 2016).

O maior reservatório de nitrogênio, no entanto, está localizado na atmosfera na forma de gasosa (N_2), quimicamente inerte e indisponível (Andreote; Cardoso, 2016; Xuan et al., 2017). No solo, o nitrogênio disponível é encontrado em componentes da matéria orgânica ou por meio de compostos inorgânicos liberados nos processos microbianos como amonificação, nitrificação e desnitrificação (Andreote; Cardoso, 2016; Nishisaka et al., 2019; Mirza et al., 2020). Observamos que a nutrição vegetal é altamente dependente de processos biológicos do solo, e no nicho rizosférico esses processos são governados pelas plantas.

Interações multitróficas e a matéria orgânica

As comunidades microbianas residentes no solo são a base trófica da teia alimentar que sustenta a vida terrestre (Cavicchioli et al., 2019). Os nutrientes liberados na decomposição microbiana transformam moléculas orgânicas em inorgânicas e fornece matéria prima para a formação e crescimento das plantas (Andreote; Cardoso, 2016, Cherlet et al., 2018; Cavicchioli et al., 2019). Por sua vez, as plantas utilizam e transformam moléculas inorgânicas em moléculas orgânicas fechando um ciclo de nutrientes e energia (Odum; Barr et, 2008; Andreote; Cardoso, 2016; Cherlet et al., 2018). Portanto, para estudos, aplicações e otimização das funções desempenhadas pelas comunidades biológicas do solo

é necessário entender como ocorre a manutenção dos papéis microbiológicos que suportam o ecossistema em diferentes níveis tróficos.

Os processos que ocorrem no solo são consequência da microfauna que reside nele (Cavicchioli et al., 2019), sendo a ciclagem de nutrientes, ou seja, o ciclo do carbono, o processo mais estudado (IPCC, 2001; Ballantyne et al., 2017; Pitombo et al., 2018). O fluxo de carbono e energia no solo é transferido por meio dos grupos em níveis tróficos (Odum; Barret, 2008; Andreote; Cardoso, 2016), em que as bactérias que utilizam carbono como fonte de energia possuem papel importante na ciclagem de carbono.

Aproximadamente 75% do carbono degradado da matéria orgânica é liberado para a atmosfera na forma de $C\text{-}CO_2$ e a porção menor é incorporada na biomassa bacteriana (Cardoso et. al., 2011; Cunha et al., 2015; Andreote; Cardoso, 2016). As bactérias e fungos são a base alimentar de protistas, como amebas, os quais pertencem a um nível trófico superior e são capazes de incorporar cerca de 40% mais carbono em biomassa do que procariotos (Coleman et al., 1977; Rossmann et al., 2020). As amebas, por sua vez, são predadas pelos nematoides que desprendem maior parte de energia e liberam carbono por respiração na taxa 30% maior que os protistas (Colleman et al., 1978). Nota-se que as redes tróficas são montadas sobre o carbono orgânico disponível no solo ou ofertado pelas plantas, e atrai diferentes grupos taxonômicos e cria microbiomas com interações complexas.

Os filos Cercozoa e Amoebozoa são protistas dominantes do solo e a diversidade desses grupos compreende organismos heterotróficos, os quais se alimentam de bactérias, fungos, e de outros protistas, autotróficos e parasitas (Rossmann et al., 2020). Rossmann et al. (2020) correlacionaram a composição de comunidades bacterianas, fúngicas e de protistas da rizosfera com plantas crioulas e cultivares modernas de trigo para compreender como os grupos tróficos contribuem para a montagem do microbioma de acordo com o genótipo. O resultado mostrou que o melhoramento de plantas tem impacto nas networks microbianas gerando diferenças na composição microbiológica entre genótipos ancestrais e modernos.

Adicionalmente, o estudo apontou que correlações positivas entre protistas e bactérias observadas em variedades crioulas foram preservadas como um subconjunto em cultivares modernas, como foi o caso para a classe Sarcomonadea com Actinobacteria, revelando que os grupos de protistas eram intrinsecamente correlacionados com o genótipo da planta hospedeira e dirigiam a modelagem na rizosfera dos táxons de níveis tróficos menores. Essa relação ecológica que descreve o modelo de montagem do microbioma no qual os predadores estão correlacionados com a presa já havia sido apresentada em

trabalhos anteriores (Sapp et al., 2018), porém, apenas recentemente veio à luz que a estruturação da comunidade microbiológica no microbioma das plantas poderia ser dependente do genótipo, apontando que o estudo e manipulação dos microbioma das plantas é especifico para cada cultivar.

Não necessariamente precisa existir relação ecológica de predação entre a hierarquia trófica para que isso impacte na formação do microbioma. A presença ou ausência de alguns microrganismos no solo é fator determinante de equilíbrio ou distúrbio e das possibilidades que os grupos biológicos terão para se organizarem (Zhou et al., 2018; Rossmann et al., 2020). Dentre os organismos do solo, as minhocas são consideradas engenheiras de ecossistemas, não apenas por auxiliar na aeração do solo, mas também porque são chave para formação, proteção de agregados e transformação da matéria orgânica, modificando os aspectos físicos, químicos em biológicos do solo (Dempsey et al., 2013; Huang et al., 2020). As minhocas ocupam três nichos distintos no solo: galerias verticais (anécicas), perfis profundos (endogéicas) e regiões superficiais (epigéicas), e cada nicho possui serviços ecossistêmicos específicos. Enquanto os grupos anécicos e endogéicos constroem galerias aerificando e revirando o solo, trazendo cátions para superfície do solo, e, eventualmente, alterando o pH, os grupos epigéicos, próximos à superfície, reduzem e incorporam os resíduos orgânicos sobrepostos ao solo que irão compor a matéria orgânica (Huang et al., 2020). O funcionamento dos três nichos de minhocas garante baixa relação C/N devido a existência de nichos que incorporam e nichos que mineralizam a matéria orgânica liberando nutrientes para os microrganismos e para as plantas (Huang et al., 2020).

Os microrganismos associados a trato digestivo das minhocas otimizam o processo de decomposição na presença de umidade, logo há maior decomposição de matéria orgânica em períodos úmidos que em secos (Dempsey et al., 2013; Huang et al., 2020). A umidade, o teor de oxigênio e o tipo de carbono no intestino das minhocas são fatores limitantes para a formação do microbioma interno desses organismos e da qualidade da matéria orgânica depositada em forma de húmus e ácido húmico. O microbioma do intestino determina o tipo de exoenzima que irá atuar no processo de decomposição de matéria orgânica complexa (Dempsey et al., 2013; Huang et al., 2020). Assim, o gradiente de oxigênio e umidade no perfil do solo gera diferentes formas de carbonos e de nutrientes depositados, e consequentemente, possibilita ocorrência de diferentes nichos microbiológicos ao longo do gradiente de profundidade.

Considerações finais

Os microrganismos do solo governam os ciclos biogeoquímicos que sustentam a vida no planeta Terra sendo que as características físicas, químicas e biológicas do solo moldam a estruturação do microbioma. A estruturação das comunidades microbianas no solo está intrinsicamente ligada à quantidade e qualidade da matéria orgânica disponível e também à ação das plantas que governam parcialmente a montagem e funcionalidade do microbioma da rizosfera. O resultado de interações multitróficas na rizosfera das plantas impacta o crescimento, desenvolvimento e a saúde das culturas. Neste contexto, o emprego de técnicas moleculares avançadas em estudos que elucidam as interações ecológicas entre o microbioma e a matéria orgânica do solo permitirá o desenvolvimento de tecnologias baseadas na manipulação do microbioma do solo e da planta para aumentar a resiliência e sustentabilidade de sistemas produtivos.

Referências

ADETUNJI, A. T.; LEWU, F. B.; MULIDZI, R.; NCUBE, B. The biological activities of β-glucosidase, phosphatase and urease as soil quality indicators: a review. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 17, p. 794-807, 2017. DOI: https://doi.org/10.4067/S0718-95162017000300018.

ANDREOTE, F. D.; CARDOSO, E. J. B. N. Introdução à biologia do solo. In: CARDOSO, E. J. B. N.; ANDREOTE, F. D. (ed.). **Microbiologia do solo**, 2ª ed. Piracicaba: Esalq, 2016. p. 9-22.

BADRI, D. V.; DE-LA-PEÑA, C.; LEI, Z.; MANTER, D. K.; CHAPARRO, J. M.; GUIMARÃES, R. L.; VIVANCO, J. M. Root secreted metabolites and proteins are involved in the early events of plant-plant recognition prior to competition. **PLoS One**, v. 7, e46640, 2012. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0046640.

BALLANTYNE, A.; SMITH, W.; ANDEREGG, W.; KAUPPI, P.; SARMIENTO, J.; TANS, P.; RUNNING, S. Accelerating net terrestrial carbon uptake during the warming hiatus due to reduced respiration. **Nature Climate Change**, v. 7, p. 148-152, 2017. DOI: https://doi.org/10.1038/nclimate3204.

BERENDSEN, R. L.; PIETERSE, C. M. J; BAKKER, P. A. H. M. The rhizosphere microbiome and plant health. **Trends in Plant Science**, v. 17, p. 478-486, 2012. DOI: https://doi.org/10.1016/j.tplants.2012.04.001.

BERG, G.; RAAIJMAKERS, J. M. Saving seed microbiomes. **The ISME Journal**, v. 12, p. 1167-1170, 2018. DOI: https://doi.org/10.1038/s41396-017-0028-2.

BERG, G.; RYBAKOVA; D. FISCHER, D.; CERNAVA, T.; VERGÈS, M. C. C.; CHARLES, T.; KAZOU, M. Microbiome definition re-visited: old concepts and new challenges. **Microbiome**, v. 8, 103, 2020. DOI: https://doi.org/10.1186/s40168-020-00875-0.

BHATTACHARYYA, R.; RABBI, S. M.; ZHANG, Y.; YOUNG, I. M.; JONES, A. R.; DENNIS, P. G.; DALAL, R. C. Soil organic carbon is significantly associated with the pore geometry, microbial diversity and enzyme activity of the macro-aggregates under different land uses of Australia. **Science of The Total Environment**, v. 778, 146286, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146286.

CASTELLANO-HINOJOSA, A. C.; STRAUSS, S.L. Impact of cover crops on the soil microbiome of tree crops. **Microorganisms**, v. 8, 328, 2020. DOI: https://doi.org/10.3390/microorganisms8030328.

CAVICCHIOLI, R.; RIPPLE, W. J.; TIMMIS, K. N.; AZAM, F.; BAKKEN, L. R.; BAYLIS, M.; WEBSTER, N. S. Scientists' warning to humanity: microorganisms and climate change. **Nature Reviews Microbiology**, v. 17, p. 569-586, 2019. DOI: https://doi.org/10.1038/ s41579-019-0222-5.

CESARANO, G.; FILIPPIS, F.; STORIA, A.; SCALA, F.; BONANOMI, G. Organic amendment type and application frequency affect crop yields, soil fertility and microbiome composition. **Applied Soil Ecology**, v. 120, p. 254-264, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.08.017.

CHAPELLE, E.; MENDES, R.; BAKKER, P. A. H.; RAAIJMAKERS, J. M. Fungal invasion of the rhizosphere microbiome. **The ISME Journal**, v. 10, p. 265-268, 2016. DOI: https://doi.org/10.1038/ismej.2015.82.

CHAVES, M. G.; SILVA, G. G. Z.; ROSSETTO, R.; EDWARDS, R. A.; TSAI, S. M.; NAVARRETE, A. A. Acidobacteria subgroups and their metabolic potential for carbon degradation in sugarcane soil amended with vinasse and nitrogen fertilizers. **Frontiers in Microbiology**, v. 10, 1680, 2019. DOI: https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01680.

CHERLET, M.; HUTCHINSON, C.; REYNOLDS, J.; HILL, J.; SOMMER, S.; von MALTITZ, G. **World atlas of desertification. rethinking land degradation and sustainable land management**, 3rd ed. Publication Office of the European Union, Luxembourg: 2018. DOI: https://doi.org/10.2760/9205

COLEMAN, D. C.; ANDERSON, R. V.; COLE, C. V. Trophic interactions in soils as they affect energy and nutrient dynamics. IV. Flows of metabolic and biomass carbon. **Microbial Ecology,** v. 4, p. 373-380,1977. DOI: https://doi.org/10.1007/BF02013280.

CUNHA, T. J.; MENDES, A. M. S.; GIONGO, V. Matéria orgânica do solo. In: NUNES, R. R.; REZENDE, M. O. O. (ed.). **Recurso solo: propriedades e usos**. São Carlos: Cubo, 2015. p. 273-293.

DEMPSEY, M. A.; FISK, M. C.; YAVITT, J. B.; FAHEY, T. J.; BALSER, T. C. Exotic earthworms alter soil microbial community composition and function. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 67, p. 263-270, 2013. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.09.009.

DINI-ANDREOTE, F. Endophytes: the second layer of plant defense. **Trends in Plant Science**, v. 25, p. 319-322, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.tplants.2020.01.007.

FIERER, N. Embracing the unknown: disentangling the complexities of the soil microbiome. **Microbiome Reviews**, v. 15, p. 579-590, 2017. DOI: https://doi.org/10.1038/nrmicro.2017.87.

FROUZ, J. Effects of soil macro-and mesofauna on litter decomposition and soil organic matter stabilization. **Geoderma**, v. 332, p. 161-172, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.08.039.

GAO, M.; YANG, H.; ZHAO, J.; LIU, J.; SUN, Y. H.; WANG, Y. J.; SUN, J. G. *Paenibacillus brassicae sp.* nov., isolated from cabbage rhizosphere in Beijing, China. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 103, p. 647-653, 2013. DOI: https://doi.org/10.1007/s10482-012-9849-1.

GARBEVA, P.; WEISSKOPF, L. Airborne medicine: bacterial volatiles and their influence on plant health. **New Phytologist**, v. 226, p. 32-43, 2020. DOI: https://doi.org/10.1111/nph.16282.

GRYTA, A.; FRAC, M.; OSZUST, K. Genetic and metabolic diversity of soil microbiome in response to exogenous organic matter amendments. **Agronomy**, v. 10, 546, 2020. DOI: https://doi.org/10.3390/agronomy10040546.

HAO, D.; XIAO, P. Rhizosphere microbiota and microbiome of medicinal plants: From molecular biology to omics approaches. **Chinese Herbal Medicies**, v. 9, p. 199-217, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/S1674-6384(17)60097-2.

HARTMANN, A.; ROTHBALLER, M.; SCHMID, M. Lorenz Hiltner, a pioneer in rhizosphere microbial ecology and soil bacteriology research. **Plant and Soil**, v. 312. p. 7-14, 2008. DOI: https://doi.org/10.1007/s11104-007-9514-z.

HILTNER, L. Ueber neuere erfahrungen und probleme auf dem gebiete der bodenbakteriologie und unter besonderer berucksichtigung der grundungung und brache. **Arbeiten der Deutschen Landwirtschaftliche Gesellschaft,** v. 98, p. 59-78, 1904.

HUANG, W.; GONZÁLEZ, G.; ZOU, X. Earthworm abundance and functional group diversity regulate plant litter decay and soil organic carbon level: A global meta-analysis. **Applied Soil Ecology**, v. 150, 103473, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.103473.

INSAM, H. Developments in soil microbiology since the mid 1960s. **Geoderma**, v. 100, p. 389-402, 2001. DOI: https://doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00029-5.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change: Third Assessment Report, Climate Change 2001. Geneva, 2001.

JAMALI, H.; LIVESLEY, S. J.; DAWES, T. Z.; HUTLEY, L. B.; ARNDT, S. K. Termite mound emissions of CH_4 and CO_2 are primarily determined by seasonal changes in termite biomass and behaviour. **Oecologia**, v. 167, p. 525-534, 2011. DOI: https://doi.org/10.1007/s00442-011-1991-3.

JANSSON, J. K.; NEUFELD, J. D.; MORAN, M. A.; GILBERT, J. A. Omics for understanding microbial functional dynamics. **Environmental Microbiology**, v. 14, p. 1-3, 2012. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2011.02518.x.

JENKINSON, D. S.; POWLSON, D. S. The effects of biocidal treatment on metabolism in soil – I. Fumigation with chloroform. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 8, p. 167-177, 1976. DOI: https://doi.org/10.1016/0038-0717(76)90001-8.

JIAO, S.; XU, Y.; ZHANG, J.; HAO, X.; LU, Y. Core microbiota in agricultural soils and their potential associations with nutrient cycling. **Applied and Environmental Science**, v. 4, e00313-18, 2019. DOI: https://doi.org/10.1128/mSystems.00313-18.

JING, X.; SANDERS, N. J.; SHI, Y.; CHU, H.; CLASSEN, A. T.; ZHAO, K.; CHEN, L.; SHI, Y.; JIANG, Y.; HE, J. S. The links between ecosystem multifunctionality and above- and belowground biodiversity are mediated by climate. **Nature Communications**, v. 6, 8159, 2015. DOI: https://doi.org/10.1038/ncomms9159.

KHATOON, H.; SOLANKI, P.; NARAYAN, M.; TEWARI, L.; RAI, J. P. N. Role of microbes in organic carbon decomposition and maintenance of soil ecosystem. **International Journal of Chemical Studies**, v. 5, p. 1648-1656, 2017.

KIM, N.; ZABALOY, M. C.; GUAN, K.; VILLAMIL, M. B. Do cover crops benefit soil microbiome? A meta-analysis of current research. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 142, 107701, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107701.

KING, A. E.; HOFMOCKEL, K. S. Diversified cropping systems support greater microbial cycling and retention of carbon and nitrogen. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 240, p. 66-76, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.040.

KRAMER, C.; GLEIXNER, G. Soil organic matter in soil depth profiles: Distinct carbon preferences of microbial groups during carbon transformation. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, p. 425-433, 2008. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.09.016.

LEAL, J. R.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X.; ROSSIELLO, R. O. P. Potencial redox e pH: variações em um solo tratado com vinhaça. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 7, p. 257- 261, 1983.

LEBEIS, S. L.; PAREDES, S. H.; LUNDBERG, D. S.; BREAKFIELD, N.; GEHRING, J.; MCDONALD, M.; DANGL, J. L. Salicylic acid modulates colonization of the root microbiome by specific bacterial taxa. **Science**, v. 349, p. 860-864, 2015. DOI: https://doi.org/10.1126/science.aaa8764.

LETTICE, E. P. The rhizosphere: measuring the zone of interaction. **Annual Plant Reviews**, v. 2, p. 1-17, 2019. DOI: https://doi.org/10.1002/9781119312994.apr0683.

LI, J. H.; JIAO, S. M.; GAO, R. Q.; BARDGETT, R. D. Differential effects of legume species on the recovery of soil microbial communities, and carbon and nitrogen contents, in abandoned fields of the Loess Plateau, China. **Environmental Management**, v. 50, p. 1193-1203, 2012. DOI: https://doi.org/10.1007/s00267-012-9958-7.

LI, Y.; WANG, C.; WANG, T.; LIU, Y.; JIA, S.; GAO, Y.; LIU, S. Effects of different fertilizer treatments on rhizosphere soil microbiome composition and functions. **Land**, v. 9, 329, 2020. DOI: https://doi.org/10.3390/land9090329.

LI, X.; CHEN, Q. L.; HE, C.; SHI, Q.; CHEN, S-C.; REID, B. J.; ZHU, Y-G.; SUN, G-X. Organic carbon amendments affect the chemodiversity of soil dissolved organic matter and its associations with soil microbial communities. **Environmental Science & Technology**, v. 53, p. 50-59, 2019. DOI: https://doi.org/10.1021/acs.est.8b04673.

LIU, H.; BRETTELL, L. E.; SINGH, B. Linking the phyllosphere microbiome to plant health. **Trends in Plant Science**, v. 25, p. 841-844, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.tplants.2020.06.003.

LOPES, E. M. G.; REIS, M. M.; FRAZÃO, L. A.; TERRA, L. E. M.; LOPES, E. F.; SANTOS, M. M. S.; FERNANDES, L. A. Biochar increases enzyme activity and total microbial quality of soil grown with sugarcane. **Environmental Technology & Innovation**, v. 21, 101270, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101270.

LOURENÇO, K. S.; SULEIMAN, A. K.; PIJL, A.; VAN VEEN, J. A.; CANTARELLA, H.; KURAMAE, E. E. Resilience of the resident soil microbiome to organic and inorganic amendment disturbances and to temporary bacterial invasion. **Microbiome**, v. 6, 142, 2018. DOI: https://doi.org/10.1186/s40168-018-0525-1.

LUPATINI, M.; KORTHALS, G. W.; HOLLANDER, M.; JANSSENS, T. K. S.; KURAMAE, E. E. Soil microbiome is more heterogeneous in organic than in conventional farming system. **Frontiers in Microbiology**, v. 7, 2064, 2017. DOI: https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.02064.

MAGALHÃES, P. C.; DURÃES, F. O. M. **Cultivo do milho:** germinação e emergência. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2002. 9 p. (Embrapa Milho e Sorgo. Comunicado técnico, 39).

MENDES, R.; KRUIJT, M.; BRUIJIN, I.; DEKKERS, E.; DER VOORT, M.; SCHNEIDER, J. H. M.; PICENO, Y. M.; DeSANTIS, T. Z.; ANDERSEN, G. L.; BAKKER, P. A. H. M.; RAAIJMAKERS, J. M. Deciphering the rhizosphere microbiome for disease-suppressive bacteria. **Science**, v. 332, p. 1097-1100, 2011. DOI: https://doi.org/10.1126/science.1203980.

MENDES, R.; GARBEVA, P.; RAAIJMAKERS, J. M. The rhizosphere microbiome: significance of plant beneficial, plant pathogenic, and human pathogenic microorganisms. **FEMS Microbiology Reviews,** v. 37, p. 634-663, 2013. DOI: https://doi.org/10.1111/1574-6976.12028.

MENDES, R.; RAAIJMAKERS, J. M. Cross-kingdom similarities in microbiome functions. **ISME Journal**, v. 9, p. 1905-1907, 2015. DOI: https://doi.org/10.1038/ismej.2015.7.

MEYER, S. T.; PTACNIK, R.; HILLEBRAND, H.; BESSLER, H.; BUCHMANN, N. Biodiversity-multifunctionality relationships depend on identity and number of measured functions. **Nature Ecology & Evolution**, v. 2, p. 44-49, 2018. DOI: https://doi.org/10.1038/s41559-017-0391-4.

MIRZA, B. S.; MCGLINN, D. J.; BOHANNAN, B. J.; NÜSSLEIN, K.; TIEDJE, J. M.; RODRIGUES, J. L. Diazotrophs show signs of restoration in Amazon rain forest soils with ecosystem rehabilitation. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 86, e00195-20, 2020. DOI: https://doi.org/10.1128/AEM.00195-20.

MOHAMMADI, K.; HEIDARI, G.; KHALESRO, S.; SOHRABI, Y. Soil management, microorganisms and organic matter interactions: A review. **African Journal of Biotechnology**, v. 10, p. 19840-19849, 2011. DOI: https://doi.org/10.5897/AJBX11.006.

MORENO, B.; GARCIA-RODRIGUEZ, S.; CANIZARES, R.; CASTRO, J.; BENÍTEZ, E. Rainfed olive farming in south-eastern Spain: Long-term effect of soil management on biological indicators of soil quality. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 131, p. 333-339, 2009. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.02.011.

MORETTO, J. A. S.; ALTARUGIO, L. M.; ANDRADE, P. A.; FACHIN, A. L.; ANDREOTE, F. D.; STEHLING, E. G. Changes in bacterial community after application of three different herbicides. **FEMS Microbiology Letters**, v. 364, fnx113, 2017. DOI: https://doi.org/10.1093/femsle/fnx113.

NANNIPIERI, P.; PENTON, C. R.; PURAHONG, W.; SCHLOTER, M.; ELSAS, J. D. van. Recommendations for soil microbiome analyses. **Biology and Fertility of Soils**, v. 55, p. 765-766, 2019. DOI: https://doi.org/10.1007/s00374-019-01409-z.

NAVARRETE, A. A.; VENTURINI, A. M.; MEYER, K. M.; KLEIN, A. M. TIEDJE, J. M.; BOHANNAN, B. J.; RODRIGUES, J. L. Differential response of Acidobacteria subgroups to forest-to-pasture conversion and their biogeographic patterns in the western Brazilian Amazon. **Frontiers in Microbiology**, v. 6, 1443, 2015. DOI: https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.01443.

NAYLOR, D.; FANSLER, S.; BRISLAWN, C.; NELSON, W. C.; HOFMOCKEL, K. S.; JANSSON, J. K.; MCCLURE, R. Deconstructing the soil microbiome into reduced-complexity functional modules. **Applied and Environmental Science**, v. 11, e01349-20, 2020. DOI: https://doi.org/10.1128/mBio.01349-20.

NEAL, A. L.; AHMAD, S.; GORDON-WEEKS, R.; TON, J. Benzoxazinoids in root exudates of maize attract *Pseudomonas putida* to the rhizosphere. **PloS One**, v. 7, e35498, 2012. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0035498.

NEVINS, C. J.; NAKATSU, C.; ARMSTRONG, S. Characterization of microbial community response to cover crop residue decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 127, p. 39-49, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.09.015.

NISHISAKA, C. S.; YOUNGERMAN, C.; MEREDITH, L. K., CARMO, J. B.; NAVARRETE, A. A. Differences in N_2O fluxes and denitrification gene abundance in the wet and dry seasons through soil and plant residue characteristics of tropical tree crops. **Frontiers in Environmental Science**, v. 7, 11, 2019. DOI: https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00011.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de ecologia**. 5ª ed. São Paulo: Cengage Learning, 2008. 612 p.

PASCALE, A.; PROIETTI, S.; PANTELIDES, I. S.; STRINGLIS, I. A. Modulation of the root microbiome by plant molecules: the basis for targeted disease suppression and plant growth promotion. **Frontiers in Plant Science**, v. 10, 1741, 2020. DOI: https://doi.org/10.3389/fpls.2019.01741.

PÉREZ-JARAMILLO, J. E.; MENDES, R.; RAAIJMAKERS, J. M. Impact of plant domestication on rhizosphere microbiome assembly and functions. **Plant Molecular Biology**, v. 90, p. 635-644, 2016. DOI: https://doi.org/10.1007/s11103-015-0337-7.

PHAM, V. H. T.; KIM, J. Cultivation of unculturable soil bacteria. **Trends in Biotechnology**, v. 30, p. 475-484, 2012. DOI: https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2012.05.007.

PITOMBO, L. M.; RAMOS, J. C.; QUEVEDO, H. D.; DO CARMO, K. P.; PAIVA, J. M.; PEREIRA, E. A.; CARMO, J. B. Methodology for soil respirometric assays: Step by step and guidelines to measure fluxes of trace gases using microcosms. **MethodsX**, v. 5, p. 656-668, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.mex.2018.06.008.

QUEVEDO, H. D.; BRANDANI, C. B.; BENTO, C. B.; PITOMBO, L. M.; FERREIRA FILHO, P. J.; CARMO, J. B. Greenhouse gas emissions from termite mounds in a transition area between the cerrado savanna and the atlantic forest in Brazil. **Acta Oecologica**, v. 110, 103690, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103690.

RODRIGUES, J. L.; PELLIZARI, V. H.; MUELLER, R.; BAEK, K.; JESUS, E. D. C.; PAULA, F. S.; NÜSSLEIN, K. Conversion of the Amazon rainforest to agriculture results in biotic homogenization of soil bacterial communities. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, p. 988-993, 2013. DOI: https://doi.org/10.1073/pnas.1220608110.

ROMAGNOLI, E. M.; ANDREOTE, F. D. Rizosfera. In: ANDREOTE, F. D.; CARDOSO, E. J. B. N. (ed). **Microbiologia do solo**: Introdução à biologia do solo, 2ª ed. Piracicaba: ESALQ, 2016, p. 47-60.

ROSSMANN, M.; PÉREZ-JARAMILLO, J. E.; KAVAMURA, V. N.; CHIARAMONTE, J. B.; DUMACK, K.; FIORE-DONNO, A. M.; MENDES, L. W.; FERREIRA, M. M. C.; BONKOWSKI, M.; RAAIJMAKERS, J. M.; MAUCHLINE, T. H.; MENDES, R. Multitrophic interactions in the rhizosphere microbiome of wheat: from bacteria and fungi to protists. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 96, fiaa032, 2020. DOI: https://doi.org/10.1093/femsec/fiaa032.

SAPP, M., PLOCH, S., FIORE DONNO, A. M., BONKOWSKI, M., ROSE, L. E. Protists are an integral part of the Arabidopsis thaliana microbiome. **Environmental Microbiology**, v. 20, p. 30-43, 2018. DOI: https://doi.org/10.1111/1462-2920.13941.

SCHLÜTER, S.; HENJES, S.; ZAWALLICH, J.; BERGAUST, L.; HORN, M.; IPPISCH, O.; DÖRSCH, P. Denitrification in soil aggregate analogues-effect of aggregate size and oxygen diffusion. **Frontiers in Environmental Science**, v. 6, 17, 2018. DOI: https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00017.

SCHMIDT, R. L.; ULANOVA, D.; WICK, L. Y.; BODE, H. B.; GARBEVA, P. V. Microbe-driven chemical ecology - past, present and future. **ISME Journal**, v. 13, p. 2656-2663, 2019. DOI: https://doi.org/10.1038/s41396-019-0469-x.

SHI, Y.; ZIADI, N.; HAMEL, C.; BITTMAN, S.; HUNT, D.; LALANDE, R.; SHANG, J. Soil microbial biomass, activity, and community composition as affected by dairy manure slurry applications in grassland production. **Applied Soil Ecology**, v. 125, p. 97-107, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.12.022.

TRIVEDI, C.; REICH, P. B.; MAESTRE, F. T.; HU, H. W.; SINGH, B. K.; DELGADO-BAQUERIZO, M. Plant-driven niche differentiation of ammonia-oxidizing bacteria and archaea in global drylands. **The ISME Journal**, v. 13, p. 2727-2736, 2019. DOI: https://doi.org/10.1038/s41396-019-0465-1

VALADARES, R. B. S.; MESCOLOTTI, D. L. C.; CARDOSO, E. J. B. N. Micorrizas. In: ANDREOTE, F. D.; CARDOSO, E. J. B. N. (ed). **Microbiologia do solo,** 2ª ed. Piracicaba: ESALQ, 2016, p. 179-196.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 19, p. 703-707, 1987. DOI: https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6.

WALLER, L. P.; ALLEN, W. J.; BARRAT, B. I. P.; CONDRON, L. M.; FRANÇA, F. M. Biotic interactions drive ecosystem responses to exotic plant invaders. **Science**, v. 368, p. 967-972, 2020. DOI: https://doi.org/10.1126/science.aba2225.

WAN, W.; HAO, X.; XING, Y.; LIU, S.; ZHANG, X.; LI, X.; HUANG, Q. Spatial differences in soil microbial diversity caused by pH driven organic phosphorus mineralization. **Land Degradation & Development**, v. 32, p. 766-776, 2021. DOI: https://doi.org/10.1002/ldr.3734.

WILPISZESKI, R. L.; AUFRECHT, J. A.; RETTERER, S. T.; SULLIVAN, M. B.; GRAHAM, D. E.; PIERCE, E. M.; ELIAS, D. A. Soil aggregate microbial communities: towards understanding microbiome interactions at biologically relevant scales. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 85, e00324-19, 2019. DOI: https://doi.org/10.1128/AEM.00324-19.

XIONG, W.; GUO, S.; JOUSSET, A.; ZHAO, Q.; WU, H.; LI, R.; KOWALCHUK, G. A.; SHEN, Q. Bio-fertilizer application induces soil suppressiveness against Fusarium wilt disease by reshaping the soil microbiome. **Soil Biology and Biochemistry**, v.1 14, p. 238-247, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.07.016.

XU, X.; SHI, Z.; LI, D.; REY, A.; RUAN, H.; CRAINE, J. M.; LUO, Y. Soil properties control decomposition of soil organic carbon: Results from data-assimilation analysis. **Geoderma**, v. 262, p. 235-242, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.038.

XUAN, W.; BEECKMAN, T.; XU, G. Plant nitrogen nutrition: sensing and signaling. **Current Opinion in Plant Biology**, v. 39, p. 57-65, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.pbi.2017.05.010.

XUN, W.; LI, W.; XIONG, W.; REN, Y.; LIU, Y.; MIAO, Y.; XU, Z.; ZHANG, N.; SHEN, Q.; ZHANG, R. Diversity-triggered deterministic bacterial assembly constrains community functions. **Nature Communications**, v. 10, 3833, 2019. DOI: https://doi.org/10.1038/s41467-019-11787.

XUN, W.; LIU, Y.; LI, W.; REN, Y.; XIONG, W.; XU, Z.; ZHANG, N.; MIAO, Y.; SHEN, Q.; ZHANG, R. Specialized metabolic functions of keystone taxa sustain soil microbiome stability. **Microbiome**, v. 9, 35, 2021. DOI: https://doi.org/10.1186/s40168-020-00985-9.

YIN, J.; DENG, C. B.; WANG, X. F.; CHEN, G.; MIHUCZ, V. G.; XU, G. P.; DENG, Q. C. Effects of long-term application of vinasse on physicochemical properties, heavy metals content and microbial diversity in sugarcane field soil. **Sugar Tech**, v. 21, p. 62-70, 2019. DOI: https://doi.org/10.1007/s12355-018-0630-2.

ZHANG, Y.; RUYTER-SPIRA, C.; BOUWMEESTER, H.J. Engineering the plant rhizosphere. **Current Opinion in Biotechnology**, v.32, p.136-142, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/j.copbio.2014.12.006

ZHANG, X.; XIN, X.; ZHU, A.; YANG, W.; ZHANG, J.; DING, S.; MU, L.; SHAO, L. Linking macroaggregation to soil microbial community and organic carbon accumulation under different tillage and residue managements. **Soil & Tillage Research**, v. 178, p. 99-107, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2017.12.020.

ZHENG, W.; ZHAO, Z.; LI, F.; WANG, R.; GONG, Q.; ZHAI, B.; WANG, Z.; ZHAO, Z.; LI, Z. Metagenomic exploration of the interactions between N and P cycling and SOM turnover in an apple orchard with a cover crop fertilized for 9 years. **Biology and Fertility of Soils**, v. 55, p. 365-381, 2019. DOI: https://doi.org/10.1007/s00374-019-01356-9.

ZHOU, Z.; WANG, C.; LUO, Y. Effects of forest degradation on microbial communities and soil carbon cycling: a global meta analysis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 27, p. 110-124, 2018. DOI: https://doi.org/10.1111/geb.12663.

ZHOU, Y.; COVENTRY, D. R.; GUPTA, V. V. S. R.; FUENTES, D.; MERCHANT, A.; KAISER, B. N.; LI, J.; WEI, Y.; LIU, H.; WANG, Y.; GAN, S.; DENTRON, M. D. The preceding root system drives the composition and function of the rhizosphere microbiome. **Genome Biology**, v. 21, 89, 2020. DOI: https://doi.org/10.1186/s13059-020-01999-0.

ZILBILSKE, L. M. Dynamics of nitrogen and carbon in soil during papermill sludge decomposition. **Soil Science**, v. 143, p. 26-33, 1987.

Capítulo 5

Estrutura e natureza química da matéria orgânica do solo

Ladislau Martin-Neto
Amanda Maria Tadini
Lucas Raimundo Bento
João Vitor dos Santos
Débora M. B. Pereira Milori

Introdução

A relevância do tema matéria orgânica no solo (MOS), dinâmica e reatividade de carbono (C) no solo, os aspectos estruturais da MOS e outros fatores que controlam os teores de C no solo têm crescido, consideravelmente, em função da capacidade que o solo tem de sequestrar C e mitigar as emissões antrópicas de gases do efeito estufa. Iniciativas de painéis e associações internacionais, como do IPCC (COP/ONU), Global Research Alliance on Agricultural Greenhouse Gases (GRA), "4 per 1000 initiative", e outras ações globais justificam o interesse renovado pelo C do solo há mais de uma década. No Brasil, o Plano Agricultura de Baixa Emissão de Carbono (Plano ABC) do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) é um exemplo materializado com estímulos para produtores rurais que adotam práticas conservacionistas e ações que buscam reduzir as emissões de gases do efeito estufa (período de 2010 a 2020). Mais recentemente, o lançamento do Plano ABC+, com ajustes e avanços, estipulou metas ainda mais ambicionas para o sequestro de C em nossas lavouras, para o período 2020 a 2030. No País, o mercado de créditos de carbono ligado ao AGRO, incluindo as ações que visam o sequestro de C no solo, vai se configurando como realidade no exterior, com inúmeras iniciativas de empresas e grupos privados multinacionais e nacionais. Iniciativas como as da agricultura de baixo carbono, carne carbono neutro, leite baixo carbono, soja baixo carbono e outras ações similares, associadas ao contexto de mercado ESG ("Environmental, Social and Governance"), são a tônica do presente, sinalizando para o futuro de um AGRO mais produtivo, rentável, socialmente justo e com maior sustentabilidade.

Assim, a importância da MOS nos diversos compartimentos do solo, também se justifica no contexto da busca por uma agricultura mais produtiva e sustentável, ou utilizando o termo mais recente: com intensificação sustentável. Ainda, em relação à agricultura que será praticada no futuro, a que preconiza a máxima ecológica e o mínimo uso de insumos não renováveis nas lavouras. Para os países localizados em regiões tropicais e subtropicais, como o Brasil, isso é ainda mais relevante, dado que predominam nos solos a argila, a caulinita (1:1), com baixa capacidade de troca de cátions, onde a MOS assume o papel de ser a matriz mais importante para assegurar a retenção de nutrientes no solo e devido a isso, controla o grau de fertilidade do solo. Nos solos arenosos, degradados ou em via de degradação, o manejo conservacionista e o maior armazenamento de C no solo são críticos para manter a capacidade produtiva e assegurar tetos ainda mais elevados de produtividade dos que os alcançados atualmente nas lavouras do país. Considerando, ainda que no Brasil prevalece as lavouras maciçamente dependentes da chuva, aumentar a retenção e a água disponível do solo é outra contribuição relevante da MOS. Assim, o protagonismo e o interesse renovado sobre a MOS se expandem, e isso é interessante, pois a construção da fertilidade e a melhoria da qualidade de solos têm como pilar principal o maior armazenamento de matéria orgânica (MO), tanto para os dias atuais quanto futuro, onde o aquecimento global deverá ser uma componente a afetar as lavouras.

O manejo conservacionista da MOS vai além, perpassa as práticas que visam aumentar a quantidade de C no solo, o que é imprescindível, mas não suficiente, dado que, além de reter mais C, é relevante manter, o maior tempo possível (persistência do C no solo), os compostos orgânicos, resíduos, palhas e restos de culturas e da pós-colheita que são adicionados ao solo. Como se não bastasse, ainda, existe o desafio de aumentar o tempo de persistência do C no solo num ambiente predominantemente de altas temperaturas e elevada umidade, portanto, com elevada atividade biológica, o que facilita a decomposição da MOS e gera emissões de GEE. Tudo isso amplia o desafio de aumentar, ou até mesmo, manter o conteúdo e melhorar a qualidade da MOS. Assim, entender os aspectos que controlam a estrutura-propriedade-função da MOS e de seus compartimentos é assunto fundamental; por isso, uma série de questões relevantes e complexas devem ser consideradas e investigadas.

Entender, portanto, a natureza química da MOS é um desses aspectos relevantes, pois toda interação com os diversos componentes bióticos e abióticos do solo será modulada pelas estruturas, propriedades químicas, físico-químicas, bioatividade e funções dos compostos orgânicos presentes nos solos. Neste capítulo são discutidos temas relevantes e de relativa complexidade sobre

os modelos que buscam explicar a natureza e a interação da fase orgânica do solo com a fase mineral. Esses temas, muito recentemente, ganharam novos contornos e controvérsia, além dos que já existiam antes. O debate foi retomado e ganhou fôlego em publicações e em artigos publicados em periódicos de grande impacto, como os de Lehmann e Kleber (2015) e Kleber e Lehmann (2019). O aspecto mais controverso discutido é de que substâncias húmicas (considerada a parte humificada e, portanto, mais estável quimicamente da MOS e que vem sendo pesquisada há mais de 100 anos ao redor do mundo, inclusive com uma sociedade internacional renomada fundada em 1981) seria um artefato laboratorial e que não representa o que se imaginava sobre sua gênese, forma, frações, interações, estruturas e propriedades da MOS (Lehmann; Kleber, 2015; Kleber; Lehmann, 2019). Naturalmente, essas publicações de Lehmann e de Kleber vêm sendo duramente questionada por outros autores, como Olk et al. (2019), De Nobili et al. (2020) e Hayes e Swift (2020) e, principalmente, confrontada com toda a história de resultados das substâncias húmicas, incluindo ainda pesquisas publicadas mais recentemente (De Nobili et al., 2020; Novotny et al., 2020; Tadini et al., 2021a, 2021b; Valenzuela; Cervantes, 2021).

Neste capítulo são descritos os resultados disponíveis na literatura nacional e internacional, inclusive os modelos estruturais propostos, bem como as experiências dos próprios autores com trabalhos que foram gerados com uso de uma série de ferramentas analíticas tradicionais, mas também com o uso de técnicas recentes e aparelhos avançados, gerando uma contribuição consistente e atual para o tema.

Modelos e estruturas químicas para matéria orgânica do solo

Estudos sobre isolamento e fracionamento da matéria orgânica do solo (MOS) foram considerados pré-requisitos das pesquisas no início do século XVII. Por volta do século XIX a participação dos microrganismos na formação das substâncias húmicas (SH) começou a ser reconhecida, e foi a partir desse reconhecimento que as SH foram aceitas como provenientes de compostos complexos de natureza sintética resultantes da decomposição de plantas (Hayes; Swift, 2018; Lavallee et al., 2020). Entre 1914 e 1916, o cientista Trusov foi um dos pioneiros a estudar a formação e a transformação do húmus por processos biológicos, concluindo que os componentes da planta são utilizados pelos microrganismos e convertidos em plasma microbiano, com subsequente formação de SH. Suas contribuições ajudaram a desenvolver o conceito fundamentado no papel de polifenóis e quinonas que atuam como precursores na formação das SH por processos de condensação (Hayes; Swift, 2018). Em

1917, o cientista Maillard iniciou estudos de síntese abiótica com as SH. Para isso, avaliou a reação da glicose com a glicina, gerando substâncias aromáticas que assemelhavam aos materiais húmicos presentes no solo, uma rota de síntese de SH que ficou conhecida como reação de Maillard (Burdon, 2001; Hayes; Swift, 2018).

O conceito de que os componentes da MOS eram associações de lignina-proteína cresceu com os estudos da época, e em 1936 o cientista Waksman demonstrou que a lignina oxidada, ao reagir com a caseína (proteína encontrada no leite *in natura*) resultava em produto semelhante aos ácidos húmicos (AH), surgindo o conceito de "ligno-proteína" (Waksman, 1936; Hayes; Swift, 2018). Além disso, durante esse período, começou a crescer o conceito de que os compostos liberados na decomposição microbiana de material orgânico originavam produtos húmicos por meio de processos de síntese química, e que suas estruturas eram constituídas de macromoléculas e polieletrólitos (Stevenson, 1982; Kononova, 1966; Hayes; Swift, 2018).

Entre os séculos XIX e XX, foi proposto o modelo de Wershaw para a síntese de SH, que preconizava que SH eram formadas por estruturas micelares ou pseudo-micelares a partir de interações fracas e condensação de moléculas não polares de cadeias longas, ou seja, a partir da associação de hidrocarbonetos, ésteres e ácidos graxos (Hayes; Swift, 2018). Essa nova visão de estrutura das SH a partir da formação de da agregação de moléculas com diferentes tamanhos (massa molecular) representou um grande avanço comparado com a visão macromolecular tradicional proposta em períodos e teorias anteriores. Esse avanço permitiu o surgimento de novas teorias, destacando a teoria supramolecular, segundo a qual as SH são constituídas de moléculas heterogêneas de diferentes origens que se auto-organizam em conformações supramoleculares por meio de interações intermoleculares e ligações químicas (Piccolo 1996, 2001).

O solo compõe um sistema heterogêneo e reativo quimicamente, o qual pode ser dividido em três fases/compartimentos fundamentais: gasosa, líquida e sólida. Na fase gasosa do solo, ocorre a liberação dos gases gerados em atividades microbianas aeróbicas e anaeróbicas, as quais são responsáveis por consumir e gerar gases, dentre eles o dióxido de carbono (CO_2), mas outros gases encontrados na atmosfera estão presentes em concentrações similares no solo. O acúmulo de CO_2 pode desencadear alterações químicas, com formação de ácido carbônico (H_2CO_3), o qual é instável, dissocia-se rapidamente e pode aumentar a acidez e a capacidade tampão do solo (Wolf, 1994; Sodré, 2012; Wang et al., 2015).

Na fase líquida do solo, encontram-se os íons dissolvidos, como Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, Fe^{3+}, Fe^{2+}, Al^{3+}, Cu^{2+}, Mn^{2+}, H_3O^{+}, HCO_3^{-}, CO_3^{2-}, entre outros, sendo esses íons, por exemplo, responsáveis pela fertilidade e crescimento das plantas (Wolf, 1994; Sodré, 2012). A solução do solo engloba ainda a matéria orgânica dissolvida (MOD), que possui papel relevante no transporte, complexação e fluxo de nutrientes até as raízes das plantas (McGill et al., 1986; Kalbitz et al., 2000; Zsolnay, 2003; Gmach et al., 2020), sendo ainda os compostos de carbono no solo mais suscetíveis à lixiviação, portanto, passíveis de movimento vertical do C para o subsolo. A MOD pode, na forma de ânions polares e dissociados, se associar a íons e minerais do solo, ou seja, ser retida (adsorvida) no solo, constituindo-se, assim, em um *"pool"* de carbono no solo (Gmach et al., 2020; McDowell, 2003). No Brasil, poucos são os estudos que investigam a matéria orgânica dissolvida e suas funções no solo (Gmach et al., 2020), e por isso, será mais detalhado em tópico mais à frente.

A fase sólida do solo é formada por componentes orgânicos e minerais, que são responsáveis pela retenção e suprimento de nutrientes à solução do solo, além de regular a reatividade e atividade química que ocorre no solo (Wolf, 1994). Do ponto de vista da estrutura, a fase sólida pode ser dividida em macroagregados (> 53 µm) e microagregados (< 53 µm). Os microagregados são formados por moléculas orgânicas ligadas às argilas e cátions polivalentes, que se unem a outros microagregados, formando, assim, os macroagregados, e, por fim, esses macroagregados podem se acumular em torno da matéria orgânica particulada (Wang et al., 2015). No entanto, partículas menores podem ser formadas nesse processo, comumente denominadas colóides ou dispersão coloidal. Esses colóides originam-se da decomposição de resíduos orgânicos e/ou degradação de componentes inorgânicos, principalmente de minerais secundários, por exemplo, formando materiais coloidais do tipo argilominerais, silicatos e óxidos e (oxi)hidróxidos de ferro e alumínio (Sodré, 2012; Wang et al., 2015). Assim, quaisquer modificações causadas por alterações antropogênicas e/ou naturais podem interferir na quantidade e natureza química dos compostos orgânicos presentes no sistema solo. A presença no solo de material no estádio coloidal é relevante, notadamente, os coloides orgânicos de solos tropicais, dado que conferem ao solo elevada atividade química, por gerarem cargas negativas e possuírem elevada área de superfície.

Em um passado não muito distante predominaram os estudos que priorizavam as substâncias húmicas como sendo os principais constituintes da MOS, com mais de 100 anos de pesquisas e com uma sociedade científica que leva seu nome, a Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas, criada em 1981, nos Estados Unidos. Contudo, em anos mais recentes um crescimento

consistente e novas constatações com indicações que quantitativamente as frações dominantes da MOS estariam associadas aos constituintes inorgânicos, como argila e silte, e óxidos e hidróxidos de ferro, alumínio e outros íons metálicos presentes nos solos, e protegidas em macro e microagregados dos solos (Six et al., 2002; Hayes; Swift, 2018; Kögel-Knabner; Amelung, 2021). Este modelo estrutural será devidamente considerado no capítulo 5.

A MOS desempenha três funções básicas: bioquímica, física e química. A função bioquímica é associada ao suprimento de nutrientes e energia para os microrganismos e raízes, notadamente na rizosfera. Na função física, a MOS atua na estabilidade estrutural e formação do solo, enquanto que, quimicamente, é responsável pela complexação de cátions, regulação do pH e capacidade de troca de cátions (CTC) e tamponamento da acidez do solo (Baldock; Skjemstad, 2000). Além dessas funções, existem três principais mecanismos que explicam o acúmulo de MO no solo: preservação seletiva ou bioquimicamente estável de algumas moléculas orgânicas, inacessibilidade espacial dos decompositores aos compostos orgânicos no interior de agregados, e interação de substâncias orgânicas com a argila, minerais e metais encontrados nos solos (Six et al., 2002; Poirier et al., 2018; Kögel-Knabner; Amelung, 2021). Ademais, a MOS pode ser subdividida em dois grupos com diferentes características morfológicas e químicas. O primeiro grupo é constituído de materiais mais lábeis, pouco processados, ou de compostos orgânicos *in natura*, pouco ou semi-decompostos. O segundo grupo corresponde a produtos transformados, também conhecidos como substâncias húmicas (compostos amorfos de coloração amarela a marrom) e não humificadas, com propriedades químicas e físico-químicas bem definidas, como polissacarídeos, polipeptídios, lipídeos e outros (Hayes; Swift, 2020).

O processo de transformação da MOS em SH começa pela conversão do resíduo vegetal inerte em produtos orgânicos mais processados que gera compostos quimicamente mais estáveis (ricos em anéis aromáticos e quinonas) (Liang et al., 2017) ou estruturas progressivamente protegidas da mineralização em superestruturas, cujas unidades de formação são fracamente associadas a componentes hidrofóbicos (Piccolo, 2016), os quais são mais resistentes à decomposição. Esse processo é conhecido como "humificação" (De Nobili et al., 2020) ou "*síntese secundária*" (Kleber; Lehmann, 2019). As SH geradas nesse processo são adsorvidas hidrofobicamente na argila do solo e/ou adsorvidas quimicamente por óxidos e, quando expostos a alterações conformacionais causadas por ácidos orgânicos liberados das raízes de plantas ou oriundos da degradação microbiana, irão regular o grau de fertilidade do solo e as funções que exercem (bioatividade) sobre as plantas e organismos do solo. Assim,

esses materiais húmicos desempenham um papel importante no crescimento de plantas e na estabilização da estrutura do solo, por meio da formação de complexos organominerais, além de regularem os níveis de contaminantes no solo (Piccolo, 2016). A composição química (natureza química) da MOS reflete a vegetação que lhe deu origem, material de origem do solo, clima e perturbação que ocorrem no solo. Além disso, o C associado a MOS representa o maior reservatório de C terrestre (Lal, 2004; Hatcher et al., 2019; Jiménez-González et al., 2020).

Espectros de Ressonância Paramagnética Eletrônica (EPR) ilustrando a evolução dos aspectos estruturais das substâncias húmicas dos solos, em uma situação real de campo, em função da análise de amostras de solo em uma climossequência na Argentina, onde o principal fator que condiciona a natureza química da MOS é a variação na precipitação pluviométrica anual são apresentados na Figura 1. A partir de 365 mm até 916 mm de precipitação nos solos da climossequência há uma variação de três vezes para o valor do conteúdo dos chamados radicais livres do tipo semiquinona, detectados pela técnica de ressonância paramagnética eletrônica, e que é um indicador amplamente aceito do grau de humificação das substâncias húmicas e matéria orgânica dos solos (Martin-Neto et al., 1998). Ou seja, há uma maior geração de biomassa e uma atividade microbiana mais significativa que resulta no solo em matéria orgânica mais humificada com o aumento da precipitação.

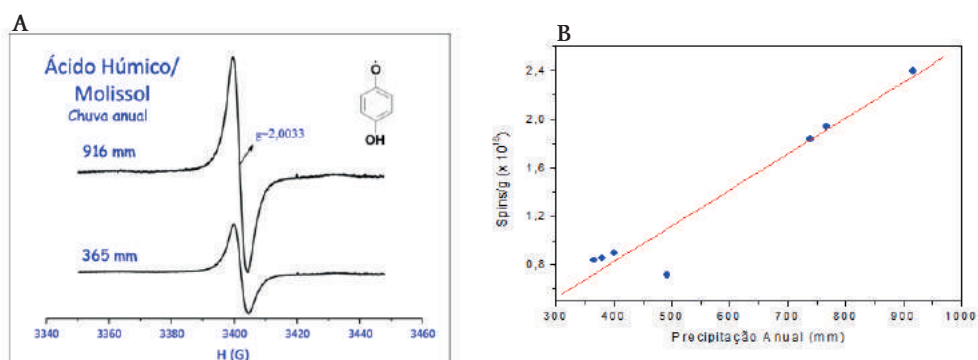



Figura 1. Espectros de Ressonância Paramagnética Eletrônica (EPR) de amostras de ácidos húmicos de um Molisol (Soil Taxonomy) do Pampa da Argentina, mostrando sinais dos radicais livres do tipo semiquinona, em duas (365 e 916 mm) situações de precipitação pluviométrica anual (A) e quantificação dos referidos espectros (em spins/g) versus diferentes níveis de precipitação (B).

Fonte: Adaptado de Martin-Neto et al. (1998).

Substâncias húmicas do solo

Aspectos estruturais e modelos

As substâncias húmicas (SH) podem ser fracionadas de acordo com as características de solubilidade em ácidos húmicos – AH (solúvel em pH básico e insolúvel em pH <2); ácidos fúlvicos – AF (solúvel em toda faixa de pH) e humina – HU (insolúvel em toda faixa de pH) (Stevenson, 1994; Saab; Martin-Neto, 2004; Tadini et al., 2015; Lipczynska-Kochany, 2018; Lavallee et al., 2020).

O termo húmus pode ser definido como produtos transformados de uma variedade de substratos orgânicos que são resistentes e/ou resultantes da decomposição por processos de hidrólise ou oxirredução ou síntese microbiana (Waksman, 1936; Baveye; Wander, 2019; Hayes; Swift, 2020). Esses subprodutos de ocorrência natural da MOS têm sido objeto de controvérsias adicionais, atualmente, quanto às suas rotas de síntese e estrutura química (Lehmann; Kleber, 2015; Kleber; Lehmann, 2019).

As primeiras teorias da formação das substâncias húmicas eram centradas na possibilidade de esses grupos de compostos serem resultantes de produtos da decomposição de resíduos vegetais, animais e de resíduos microbianos no solo (Burgues et al., 1963; Flaig, 1972; Hatcher et al., 1981; Stevenson, 1982; Hedges et al., 1984; Piccolo, 1996; Rocha; Rosa, 2003; Dou et al., 2020), conforme ilustrado no diagrama da Figura 2. As principais rotas e sequências de reações de formação das SH no solo podem ser assim descritas:

(1) **síntese microbiana**: a celulose e resíduos de plantas (sem a presença de lignina) são metabolizados no citoplasma dos microrganismos gerando polifenóis (Huang; Hardie, 2009; Dou et al., 2020);

(2) **polifenol derivado de lignina:** ocorre a hidrólise da lignina durante a decomposição microbiana, e posteriormente serão oxidados a quinona (Senesi et al., 2009);

(3) **complexo lignina-proteína:** os resíduos de lignina e proteína podem se combinar e formar um complexo (lignina-proteína) durante a síntese no citoplasma dos micróbios (Waksman, 1936);

(4) **polifenol microbiano:** os produtos da atividade e do metabolismo microbiano ricos em compostos aromáticos (polifenóis) são oxidados a quinonas ou combinados a aminoácidos e peptídeos formando as SH (Kononova, 1966);

(5) **autólise**: as substâncias húmicas são geradas a partir de tecidos vegetais e células que sofreram autólise enzimática, condensação e polimerização aleatória;

(6) **condensação de amida a açúcar:** por essas vias, nas reações enzimáticas sem a presença de lignina, o grupo amida é inserido ao grupo aldeído dos açúcares, são condensados em glicosilamina e, finalmente, polimerizados

na forma de compostos que se assemelham a SH. As rotas 5 e 6 de síntese de SH no solo são baseadas nas reações de Maillard (Stevenson, 1982; Huang; Hardie, 2009).

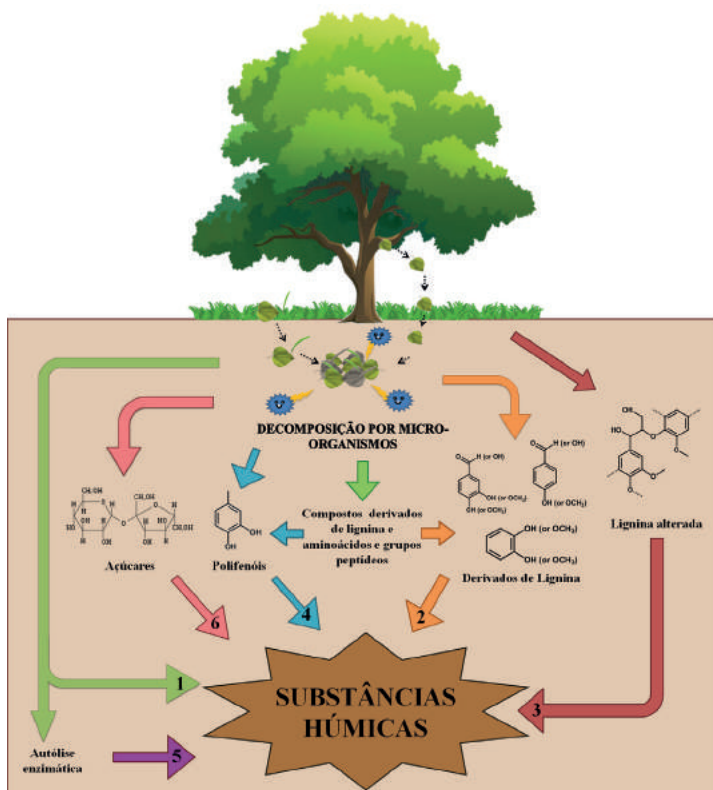



Figura 2. As teorias de formação das substâncias húmicas: (1) síntese microbiana; (2) teoria do polifenol derivados de lignina; (3) teoria do complexo lignina-proteína; (4) teoria do polifenol microbiano; (5) autólise e (6) condensação de amidas a açúcares.
Fonte: Adaptado de Guo et al. (2019) e Dou et al. (2020).

Dentre as teorias e rotas de síntese de SH apresentadas na Figura 2, existem duas teorias principais, as que compõem as vias 2 e 3, que descrevem a formação das SH e suas frações húmicas (Swift, 1999; Piccolo, 2001; Muscolo et al., 2013; Hayes; Swift, 2018; Lipczynska-Kochany, 2018; Hayes; Swift, 2020; Valenzuela; Cervantes, 2021). Na via 2, as SH resultam da oxidação de biopolímeros orgânicos (como ligninas) que são transformados em humina e, em seguida, oxidados e fragmentados em ácidos húmicos e fúlvicos. Já na via 3, as SH são

resultantes da condensação abiótica de moléculas de baixa massa molar que formam em estruturas de maior grau de condensação química, como ácidos fúlvicos e húmicos, que, posteriormente, formam a humina (Lipczynska-Kochany, 2018).

Por décadas os cientistas tentaram elucidar a estrutura das substâncias húmicas e algumas propostas de estrutura vêm sendo aceitas, como ilustrado na Figura 3. As primeiras estruturas propostas encontradas na literatura foram:

(i) a de Fuchs (1931 citado por Kononova, 1966) apresentou uma estrutura constituída de moléculas de lignina, sendo a conversão de lignina a ácidos húmicos realizada por processo físico-químico, em que há perda de grupos funcionais como metoxilo (metóxi) e ganho de grupos carboxílicos, formando complexo lignina-proteína (via 3 de formação);

(ii) a de Dragunov (1948 citado por Kononova, 1966), as SH consistiam de anéis aromáticos substituídos por grupos hidroxilas e quinonas, além dos resíduos de carboidratos e proteínas ligados ao carbono presente em anéis aromáticos;

(iii) o modelo proposto por Flaig (1964) preconizava que as SH são uma estrutura composta por anéis fenólicos e quinonas, semelhante ao modelo de Dragunov (1948), porém sem a presença de grupos hidroxilas na estrutura das moléculas húmicas;

(iv) a de Kleinhempel (1970) representou SH enriquecidas em grupos funcionais, sendo os grupos aromáticos ligados por unidades de nitrogênio (N) e oxigênio (O);

(v) a de Stevenson (1982) apresentou um modelo semelhante ao de Kleinhempel (1970), em que unidades de N e O ligavam os grupos fenólicos e quinonas, e as hidroxilas aos grupos aromáticos e açúcares e peptídeos aderidos à estrutura húmica, conforme diagrama exibido na Figura 3 (Kononova, 1966; Stevenson, 1982; Schulten; Schnitzer, 1995).

A estrutura dos AH proposta por Schulten e Schnitzer (1993) apresentava grandes porções de estruturas alifáticas na composição das SH, especificamente nos AH (Figura 3). Segundo esses autores, os AH possuem em sua composição uma massa molecular média de 6.651 Daltons (1 Da = 1 g mol^{-1}) com 61,8% de carbono, 5,9% de hidrogênio, 29,8% de oxigênio e 2,5% de nitrogênio, além da presença de grupos funcionais, como: carboxílicos, fenólicos, hidroxilas presentes em álcoois, ésteres carboxílicos, éteres e estruturas heterocíclicas com nitrogênio e grupos do tipo nítrilo. Em 1995, os mesmos autores propuseram um modelo tridimensional para os AH (Figura 3), onde é inferida a presença de espaços vazios capazes de adsorver ou complexar compostos orgânicos, como

pesticidas apolares, carboidratos, lipídeos e metais na estrutura das substâncias húmicas (Schulten; Schnitzer, 1995).

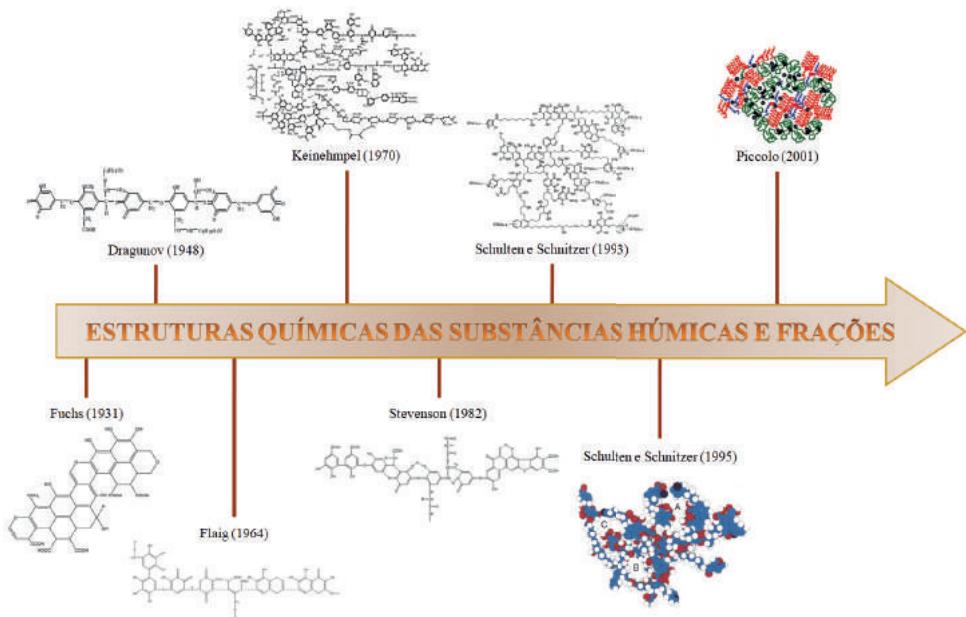



Figura 3. Cronologia das propostas de estruturas químicas, grau de condensação e modelos encontrados na literatura para a estrutura, disposição espacial e composição de substâncias húmicas e de suas frações químicas.

Fonte: Adaptado de Kononova (1966), Stevenson (1982, 1992), Schulten e Schnitzer (1993, 1995), Piccolo (2001), Simpson et al. (2002), Sutton e Sposito (2005) e Drosos et al. (2018).

Ao longo dos anos, contudo, houveram vários questionamentos a respeito das teorias e das estruturas hipotéticas propostas para as SH e suas frações presentes no solo. O modelo mais recente de conformação estrutural e formação de SH encontrado na literatura foi o proposto por Piccolo (2001). Nesse modelo, as SH seriam formadas a partir da união por ligações e interações químicas de moléculas heterogêneas de diferentes origens que se auto-organizam em conformações supramoleculares por meio de interações intermoleculares e ligações químicas entre os grupos químicos de suas unidades que experimentam maior grau de condensação (Piccolo, 1996, 2001). Esse novo modelo e visão de formação e composição das SH é um contraponto ao conceito de estrutura macromolecular (Stevenson, 1982) descrita por diversos estudos na literatura (Piccolo, 2016). Segundo Piccolo (2016), as moléculas húmicas do solo são como biomoléculas degradadas com massas molares menores que

5.540 Da, para ...massa molecular menor que 1000 Da, e em solução que se auto organizam em supraestruturas metaestáveis e heterogêneas por meio de ligações fracas do tipo Van der Waals (π-π e CH-π) e ligações de hidrogênio. Na fase aquosa do solo, essas moléculas estão em equilíbrio e são estabilizadas por interação hidrofóbica na superfície de óxidos de ferro e/ou alumínio, ou complexos metálicos presentes no solo. Portanto, o conhecimento da origem, bem como a natureza química do húmus são fundamentais na compreensão da composição química das SH, além de ser fundamental para avaliar a qualidade e a capacidade do solo em resistir às mudanças ambientais. Nos estudos das rotas e processos de síntese de SH no solo, uma das questões mais comentadas por diversos grupos de pesquisa da área são a ausência de um único modelo estrutural, e mecanismo que considere uma única via de formação. Esses fatores não são, todavia, pontos relevantes na compreensão do papel e da importância desse material no solo, que é considerado um sistema heterogêneo, dinâmico e em constante transformação.

Várias pesquisas realizadas no Brasil, a partir de amostras de substâncias húmicas, agregados organominerais e de solos intactos de áreas sob diferentes manejos, especialmente plantio direto e manejo convencional, indicaram que a estrutura química mais plausível para as SHs não seriam macromoléculas de alta massa molecular, mas sim associação molecular de compostos orgânicos de baixa massa molecular, que se unem por ligações mais fracas e de baixa energia (ligações hidrofóbicas e pontes de hidrogênio). Uma das evidências para isso é o fato de que, em áreas de plantio direto, o aumento do teor de MOS, especialmente nas camadas superficiais, é acompanhado pela mudança no perfil de massa molar dos compostos orgânicos, que passam a ter menor conteúdo de radicais livres do tipo semiquinona por unidade de carbono, comparadas aos compostos oriundos de áreas sob manejo convencional dos solos (onde houve manutenção ou decréscimo do conteúdo de MOS), sugerindo uma redução do grau de humificação da MOS, não corroborando a teoria clássica de humificação à medida que mais C é armazenado no solo (Figura 4). Os resultados foram explicados pela incorporação de porções alifáticas ou estruturas menos transformadas ao material húmico original existente no solo nas áreas sob plantio direto, indicando haver um "gradiente" no grau de humificação que somente poderia ocorrer em curtos períodos de tempo (menos de 5 anos) em se tratando de estruturas que permitissem a entrada de "*novas moléculas orgânicas*" na estrutura original, o que não se justifica no modelo macromolecular (Bayer et al., 2002a; Pérez-González et al., 2004).

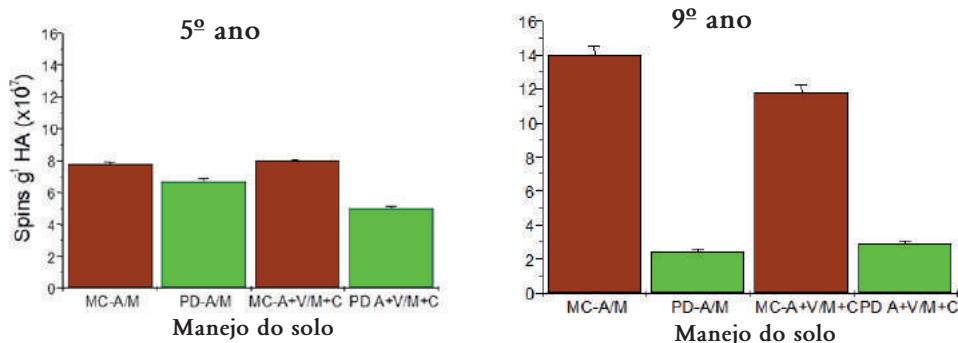



Figura 4. Dados da quantificação de radicais livres semiquinona de ácidos húmicos, no 5º e 9º anos de manejo dos solos com plantio direto (PD) e manejo convencional (MC), em um acrisol do Rio Grande do Sul, mostrando o decréscimo do grau de humificação (redução relativa de radicais livres semiquinona).

Fonte: Adaptado de Bayer et al. (2002a).

Frações químicas das substâncias húmicas

De acordo com Stevenson (1994), as SH podem ser separadas conforme a solubilidade em água em três categorias: (i) humina (HU), refere-se à fração insolúvel em todo intervalo de pH e está fortemente ligada à fração mineral do solo; (ii) ácido fúlvico (AF), atribuído a fração solúvel desde a faixa ácida até a alcalina do pH; e (iii) ácido húmico (AH), fração insolúvel em pH na faixa ácida. As frações húmicas são extraídas empregando-se diferentes soluções e solventes e obtendo diferentes rendimentos, teores de cinzas e composições elementares. A extração alcalina com hidróxido de sódio, preconizado pela Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas (IHSS), é o mais eficiente dos procedimentos de separação das SH (Weber et al., 2018; De Nobili et al., 2020).

A composição e características das frações húmicas variam conforme sua estrutura química, sendo que os AF possuem menor conteúdo de carbono e massa molecular (500-1.500 Daltons), consequentemente, menores graus de condensação (segundo o modelo macromolecular), comparada às demais frações húmicas, já que os AH possuem maior massa molecular, que varia de 10.000 – 100.000 Daltons, além de maior teor de carbono (Stevenson, 1994; Wolf, 1994; Zech et al., 1997; Guo et al., 2019). Além disso, os AF possuem em sua estrutura maiores quantidades de componentes orgânicos contendo oxigênio, o que permite a essa fração, por ser polar, maior mobilidade e reatividade com os íons metálicos. Por isso, essa fração húmica é caracterizada

pela CTC elevada e alta capacidade de complexar metais, comparada às outras frações, como ácidos húmicos (Santos et al., 2020; Tadini et al., 2020).

A fração denominada HU pode representar de 20% a 50% das SH em massa do carbono presente no solo (Rice; MacCarthy, 1989; Stevenson, 1994; Rice, 2001; Yang et al., 2004; Nichols; Wright, 2006; Tadini et al., 2015), e é denominada, operacionalmente, em muitos estudos na área como "*resíduo*" do fracionamento químico da SH. No entanto, essa fração pode ter aderido em sua estrutura compostos orgânicos hidrofóbicos e biopolímeros inalterados, como lignina, polissacarídeos, carboidratos, além de material inorgânico (Nearpass, 1976; Chiou et al., 2002; Tadini et al., 2015). Estudos reportaram a importância dessa fração, considerada "*resíduo*", nos processos de agregação e acúmulo de carbono humificado no solo (Benites et al., 2003; Lombardi et al., 2006; Tadini et al., 2015).

As SH e suas frações húmicas têm sido pesquisadas por muitos anos (Schnitzer, 1978; Hatcher et al., 1980; Hartcher; Orem, 1986; Perdue, 1984; Stevenson, 1994; Senesi; Loffredo, 1999; Piccolo, 2002; Sierra et al., 2005; Nebbioso et al., 2015; Tadini et al., 2015, 2018, 2019; Hatcher et al., 2019; Olk et al., 2019; Machado et al., 2020). No entanto, ainda, são objetos de intensa discussão, pesquisa e controvérsia (Nebbioso; Piccolo, 2013; Lehmann; Kleber, 2015; Schaeffer et al., 2015; Hayes; Swift, 2018; García et al., 2019; Kleber; Lehmann, 2019; Dou et al., 2020; De Nobili et al., 2020). Portanto, entender a sua composição química e estrutura molecular é de grande importância em estudos ambientais, especialmente porque essas moléculas estão ativamente envolvidas na ciclagem biogeoquímica dos compostos orgânicos presentes no solo e que, direta e indiretamente, estão relacionados e regulam as mudanças climáticas global (Cotrufo et al., 2015; Liang et al., 2017; Lipczynska-Kochany, 2018; De Nobili et al., 2020; Valenzuela; Cervantes, 2021).

Modelo e estrutura da MOS

As extrações de substâncias húmicas são realizadas, majoritariamente, em meio alcalino com hidróxido ou pirofosfato de sódio, na qual as frações extraídas são classificadas com base na solubilidade em ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina. A principal crítica ao material orgânico extraído é devido a uma suposta criação de artefatos que não seriam observados diretamente no solo, além de que as frações extraídas representam apenas uma fração da MOS e podem não representar a matéria orgânica total. O meio alcalino empregado nas extrações (pH 13) é muito além da faixa de pH verificados naturalmente no solo (pH 3,5-8,5) o que pode causar ionização de frações que não são ionizáveis no pH natural do solo, forçando uma reatividade não realística dos extratos. Além

das críticas às extrações, os modelos de substâncias húmicas são questionados como também o seu caminho de formação e o processo de humificação. O criticismo de Lehmann e Kleber (2015) baseia-se, principalmente, ao modelo de humificação que resultava em uma macromolécula, considerado até então um mecanismo de estabilização da MOS, pela formação de substâncias húmicas de alta massa molecular e estabilidade química conferida pelas ligações duplas resultantes do processo. O modelo de macromolécula já não era o modelo mais aceito, pois a teoria supramolecular é mais abrangente, que ajuda a explicar as variações moleculares encontradas no ambiente, como tamanho, estabilidade e as alterações que sofrem com o meio (Wells, 2015; Bayer et al., 2002a; De Nobili et al., 2020).

Baseado no modelo de que a MOS é humificada e transformada em macromolécula, Lehmann e Kleber (2015) refutaram a ideia da humificação como meio de formação de SH e propõe um modelo de decomposição contínua da MOS. No modelo de decomposição contínua (MDC) a MO é só decomposta por microrganismo, se torna sempre mais polar, mais solúvel em água, portanto, mais acessível aos microrganismos, e o destino é a completa mineralização. Ao mesmo tempo, com o aumento da polaridade do material orgânico no solo, e a transformação dos biopolímeros grandes em pequenos até monômeros, aumenta a susceptibilidade da matéria orgânica a sofrer interações organominerais e formação de agregados, o que poderia aumentar a resiliência no solo (Lehmann; Kleber, 2015). Assim, a MOS, de acordo com o modelo de decomposição contínua é composta por diferentes fragmentos orgânicos e produtos microbiológicos de tamanhos variáveis e em diferentes estágios de decomposição. Neste modelo os produtos do metabolismo anabólico microbiano, após morte celular, são liberados ao solo e decompostos, e não participam de uma síntese secundária ou humificação (processo termodinamicamente desfavorável, segundo os autores).

Quanto à crítica aos procedimentos de extrações alcalinas empregados, é o procedimento mais adotado, mas não o único. Diferentes solventes são empregados para extração, e mesmo com diferentes solventes nenhuma conclusão foi obtida em relação às alterações na composição dos extratos. As diferenças estruturais estão relacionadas com a matriz (solo/compostagem) (Dick; Burba, 1999; Hayes; Clapp, 2001; De Nobili et al., 2020; Audette et al., 2021). Hayes e Swift (2020) defendem que a extração e o fracionamento são procedimentos necessários empregados para obter o entendimento de um material heterogêneo e complexo, classificando as moléculas mais similares em AF, AH e HU. Defendem ainda que os procedimentos de extração são utilizados em outras ciências, como a extração de ácidos nucleicos e o estudo

fora das células, na qual sem a realização desses procedimentos não seria possível determinar sua estrutura e bioquímica (Hayes; Clapp, 2001).

A divergência do emprego do termo humificação em sentidos opostos na literatura também foi motivo às críticas do processo utilizado para o aumento de aromaticidade remetendo a macromoléculas (Boguta et al., 2019; Traversa et al., 2014), outrora utilizado para a oxidação da MO e segregação das frações hidrofóbicas da solução do solo (Song et al., 2013; Spaccini; Piccolo et al., 2018; Piccolo, 2002). Além disso, o uso de definições antigas como a distinção de substâncias húmicas e não húmicas deixa abertura para críticas no processo, pois com os avanços das técnicas analíticas essa distinção não aparentou ser correta. As frações húmicas analisadas são compostos alquílicos derivados de ceras e poliésteres, compostos derivados de lignina, proteínas e carboidratos (Drosos; Piccolo, 2018; Vinci et al., 2020; Savarese et al., 2021), na qual estão organizados como uma associação de pequenas moléculas por meio de ligações do tipo fracas ou agregadas através de interações eletrostáticas com íons metálicos (Nebbioso; Piccolo, 2011; Soares da Silva et al., 2020). Ou seja, mesmo que em via de degradação os compostos identificados mostram relação com os seus precursores. Mas alguns autores defendem a ideia de que as SH se distinguem dos compostos de estrutura definidas (carboidratos, proteínas, lipídeos) (De Nobili et al., 2020; Hayes; Swift, 2020), e que estes compostos podem sim compor os extratos húmicos, mas é devido a uma das limitações dos procedimentos de extração em isolar somente SH, por isso os métodos de extração ainda devem ser estudados.

Não descartando a possibilidade de formação de adutos no solo, enzimas como lacase e peroxidases, enzimas extracelulares, liberadas nos solos por fungos para obtenção de nitrogênio (N) e carboidratos, são reativas a compostos fenólicos gerando radicais (Hofrichter, 2002). A formação de radicais durante a degradação da lignina foi relacionada com a formação de moléculas policondensadas do tipo “black carbon” e substâncias cíclicas alifáticas (Waggoner et al., 2015; Didonato et al., 2016). Mas a probabilidade de ocorrer em grandes proporções são baixas, mas os trabalhos destacam que é possível ocorrer a formação de substâncias que se distinguem dos precursores. Na avaliação da aromaticidade e idade da MOS por fluorescência induzida por laser e datação de carbono, respectivamente, foi observado que uma matéria orgânica mais aromática não necessariamente é mais antiga (Tadini et al., 2018). Desvinculando paradigmas de que uma MO mais aromática seria mais antiga ou resiliente no solo. Em contrapartida, em processos de compostagem nota-se o aumento das frações de carbono alquil e aril com o tempo (Fialho et al., 2010), na qual pode estar relacionado a incorporação de frações hidrofóbicas e consumo das frações mais lábeis pelos microrganismos.

Com o conhecimento atual, a humificação poderia ser descrita como o acúmulo de frações hidrofóbicas, derivadas da degradação da MO, em que seu acúmulo no solo é resultado do acesso restrito dos microrganismos e suas exoenzimas solúveis em água, devido à proteção física exercida pelos aglomerados e também proteção causada pela natureza química devido a hidrofobicidade (Dungait et al., 2012; Piccolo, 2016). Ainda pode ser descrito como a segregação progressiva de compostos hidrofóbicos da fase aquosa do solo, derivados da transformação biótica e abiótica de biomoléculas liberadas com a morte das células. Esses compostos hidrofóbicos tais como C-alquílicos e C-aromáticos são então adsorvidos na superfície de aluminossilicatos por forças de natureza fraca e dispersiva (Piccolo, 2016). A afinidade mútua por outros compostos hidrofóbicos dirige a uma auto-associação progressiva em multicamadas hidrofóbicas, nos quais resultariam em um acúmulo de C no solo e com certa resiliência devido à proteção química exercida pela exclusão da água e de enzimas solúveis (Piccolo, 2016). A Figura 5b ilustra o que seria essa visão emergente de substâncias húmicas, em contrapartida ao processo de humificação tradicional que durante o decaimento dos biopolímeros aumentava-se a aromaticidade, tamanho molecular e reatividade (Figura 5a).

Há quem atribua a presença da MO no solo somente à interação organomineral, desqualificando a importância química das estruturas. Kögel-Knabner e Amelung (2021) reforçam a ideia de que a MO persiste no solo devido às suas características intrínsecas, pois mesmo uma MO de estrutura termodinamicamente lábil, pode persistir no solo devido a formação de agregado em diferentes escalas, sugerindo que não são as propriedades termodinâmicas da MO em si, mas sim a associação da MO com as superfícies minerais e sua participação em agregados que fornece acúmulo de carbono orgânico a longo prazo. Excluir as características químicas da MO, ou o processo de humificação anteriormente descrito, não explicaria a resiliência da MO ou de substâncias húmicas em turfas, carvão e lignito que estão em ausência ou em baixa presença de minerais, como o caso de solos com caráter predominante arenoso (Hayes; Swift, 2020).

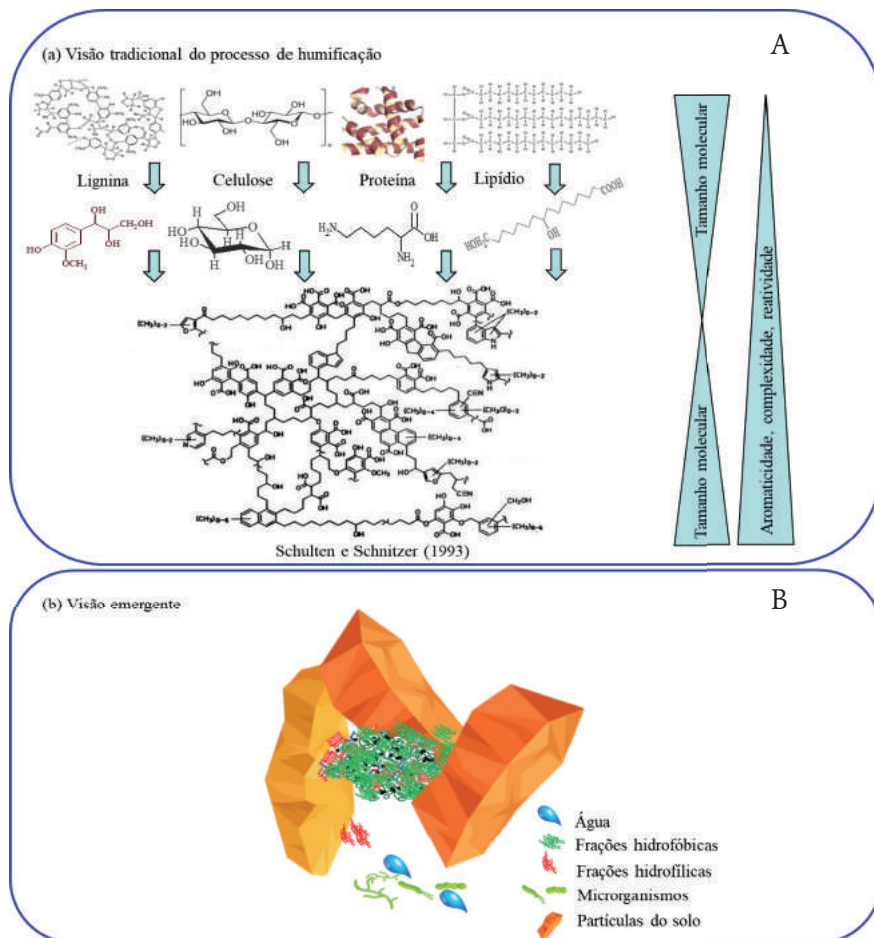



Figura 5. Visão do processo tradicional de humificação (A) e visão emergente do processo (B).
Fonte: Adaptado de Schulten e Schnitzer (1993), Lehmann e Kleber (2015), Dungait et al. (2012) e Piccolo (2016).

Recentemente, os autores da publicação do modelo contínuo de decomposição da MO propuseram que a resiliência do carbono orgânico no solo é devido a complexidade funcional que depende de três aspectos: 1) a diversidade molecular, 2) a heterogeneidade espacial, e 3) variabilidade temporal do sistema solo (Lehmann et al., 2020). A diversidade molecular da MOS requer um custo energético grande do metabolismo microbiano. Entretanto, moléculas que apresentam estruturas similares à rota metabólica microbiana podem ser utilizadas como fonte de energia para posterior metabolização de moléculas mais distintas. Indiretamente, a diversidade molecular proposta

acaba reconhecendo que a natureza química das moléculas tem função no acúmulo e coincidem com conceitos da humificação (segregação de moléculas hidrofóbicas) e da preservação seletiva (algumas moléculas são preferencialmente degradadas). O que os autores denominam de heterogeneidade espacial, na qual a MO pode estar alocada em um local restrito, remete a conceitos já discutidos da acessibilidade microbiana na literatura (Dungait et al., 2012). A agregação da MO, como a adsorção em minerais ajudam na heterogeneidade espacial aumentando a persistência da MOS. A variabilidade temporal é a degradação que pode ser ocasionada por manejos ou eventos naturais, como a chuva, causando acessibilidade a MO (Lehmann et al., 2020; Schimel et al., 2011).

Não há um consenso sobre a formação das substâncias húmicas, há uma maior aceitação pela teoria supramolecular devido a uma série de evidencias como a variação do tamanho estrutural com solvente e pH (Conte; Piccolo, 1999; Piccolo, 2001). Faltam ainda evidências científicas para clarificar os mecanismos de acúmulo de C no solo, e para compreender se depende somente das características dos solos ou as características químicas da MO também interferem. O processo de humificação, como mecanismo de estabilização de C no solo, precisa ser melhor visualizado, o que se torna motivação para o avanço da pesquisa na área, para evolução no conhecimento do processo e gerar tecnologias de acúmulo de C baseadas no processo.

Caracterização da MOS obtidas por métodos de fracionamento físico (granulométrico e por densidade) e de amostras de solos intactos

Os diferentes compartimentos da MOS podem ser sumarizados na Figura 6, cujo diagrama mostra os diferentes estágios de transformação da MOS, e de associações ou reações com os componentes minerais do solo ou de proteção dos compostos orgânicos por agregados do solo.

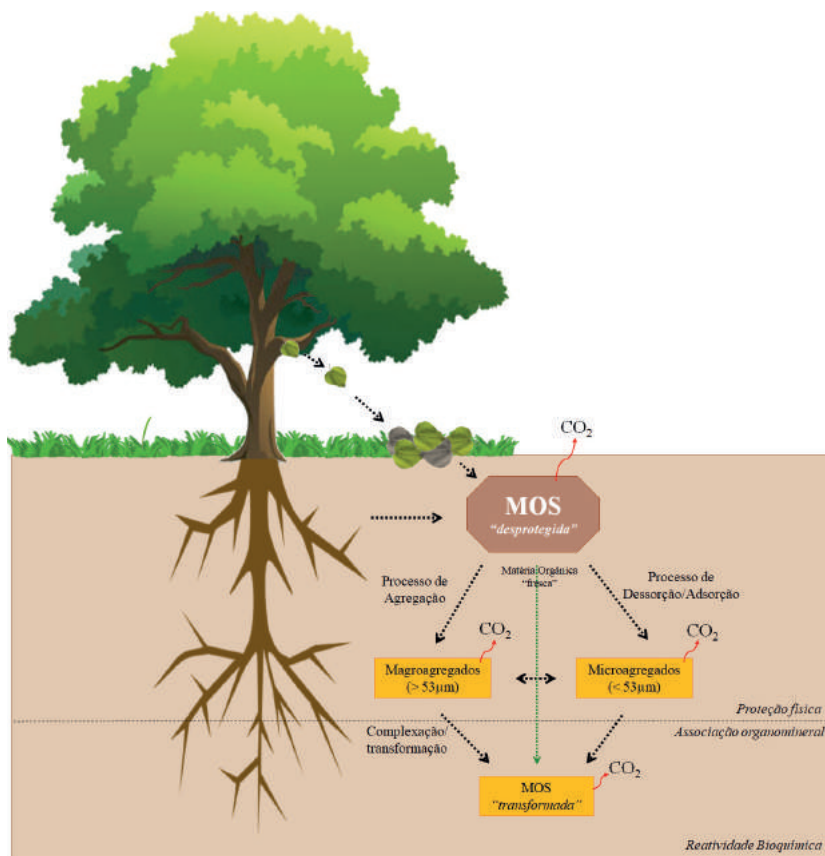



Figura 6. Mecanismo de transformação e proteção física da Matéria Orgânica no solo (MOS).
Fonte: Adaptado de Six et al. (2002).

Fracionamento físico por granulometriada MOS

No processo de identificação dos diferentes compartimentos de C presentes no solo, um dos métodos mais utilizados é a medição do teor de C em cada unidade textural do solo. Assim, a separação granulométrica da MOS por peneiramento engloba pools de C ligados às frações texturais do solo, que se subdividem nas seguintes frações: > 150 µm, 150 a 53 µm (areia); 53 a 20 µm (silte grosso); 20 a 2 µm (silte fino), <2 µm (argila) (Martin-Neto et al., 1994; Bayer et al., 2000).

Resultados pioneiros com solos molissol da Argentina, com uso de ressonância paramagnética eletrônica em análises de agregados organominerais, permitiram identificar que as frações silte fino e silte grosso contêm material orgânico com maior caráter aromático (identificado pela maior concentração

de radicais livres do tipo semiquinona) do que a fração argila, e que, na fração areia, há material orgânico com menor concentração de grupos aromáticos, sugerindo uma menor estabilidade química intrínseca ao material orgânico (Martin-Neto et al., 1994).

Em um Acrisol do Rio Grande do Sul, foi possível monitorar a concentração de radicais livres semiquinona em agregados organominerais (Bayer et al., 2002b). Nesse trabalho, identificou-se que, em áreas de plantio direto com aumento no conteúdo da MOS, comparados com áreas de manejo convencional, após 9 anos de experimentos, houve redução no conteúdo relativo de radicais livres semiquinona, indicando a incorporação de material quimicamente menos recalcitrante às frações silte fino e silte grosso, mas não na fração argila (que originalmente tinha menor conteúdo de radicais livres, com resultado consistente aos obtidos em solos Molissol, da Argentina). Esse resultado, com agregados organominerais (Figura 7) se alinha às observações feitas com os ácidos húmicos comparando os resultados do 5º e 9º anos de histórico de manejos com plantio direto e convencional, conforme apresentado anteriormente no item 2.1. e publicado por Bayer et al. (2002a).

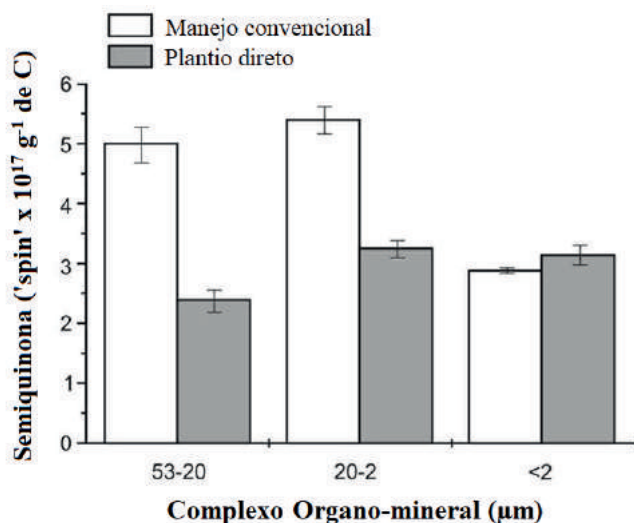



Figura 7. Determinação do conteúdo de radicais livres do tipo semiquinona em amostras de agregados organominerais em áreas sob manejo convencional e plantio direto em um Acrisol, RS, após 9 anos de manejos. A redução no conteúdo de radicais livres nas frações físicas silte grosso (53 a 20 mícrons) e silte fino (20 a 2 mícrons) em áreas sob plantio direto, comparativamente às áreas sob manejo convencional, são indicativos da entrada e acúmulo de material orgânico menos transformado.

Fonte: Adaptado de Bayer et al. (2002b).

Vale ressaltar, todavia, que, para solos com maiores concentrações de argila e de óxidos e hidróxidos de ferro, as análises de ressonância paramagnética eletrônica (EPR) em agregados organominerais são menos efetivas em apontar o grau de aromaticidade da MO, em razão das interações magnéticas, especialmente entre íons de ferro (III) que interferem nas medições.

Fracionamento físico por diferenças em densidade

A MOS pode estar inacessível devido à proteção física, e uma opção para avaliar sua estabilidade é por meio da dispersão com uma solução densa, com uso de iodeto de sódio ou politungstato de sódio (Conceição et al., 2007), a qual irá separar em três frações: inter-agregado (fração leve-livre, FFL), intra-agregado (fração leve-oclusa) e associada aos minerais (fração pesada, FP) (Hassink et al., 1993). Estudos descritos por Angst et al. (2021) através de análises de metadados de resultados publicados, mostraram que a necromassa microbiana é responsável por 50% do carbono estabilizado nas frações de agregados e na matéria orgânica associada aos minerais (MOAM) em agroecossistemas (por exemplo, sistemas integrados), o que implica que compostos ligníticos (por exemplo, biomoléculas vegetais) podem ser responsáveis por 50% da MO que está sendo protegida por esses minerais, que demonstra, assim, a importância do emprego desse fracionamento físico.

Modelo estrutural da MO em solos intactos

A tentativa de obter informações estruturais (químicas) da MOS em amostras de solos intactos, sem o uso do fracionamento químico ou físico, muitas vezes, se mostraram inviáveis devido às interferências das componentes minerais prevalentes nos solos, como ocorrem com as espectroscopias de ressonância magnética nuclear, ressonância paramagnética eletrônica, entre outras técnicas mais utilizadas (Milori et al., 2002; González-Pérez et al., 2007). Assim, na busca de ferramentas analíticas que pudessem viabilizar análises qualitativas da MOS com amostras de solos intactos (Figura 8), sem quaisquer fracionamentos físico ou químico, foi desenvolvido por pesquisadores brasileiros, de forma inédita, o uso da técnica de espectroscopia de fluorescência induzida por laser (LIFS, do inglês Laser-Induced Fluorescence Spectroscopy) (Milori et al., 2006; González-Pérez et al., 2007; Tadini et al., 2018; Tadini et al., 2021a). Esse desenvolvimento facilitou muito a obtenção de informações sobre o índice de humificação (H_{LIFS}) da MOS (Figura 9) e vem tendo seu uso ampliado consideravelmente graças à facilidade de seu uso.

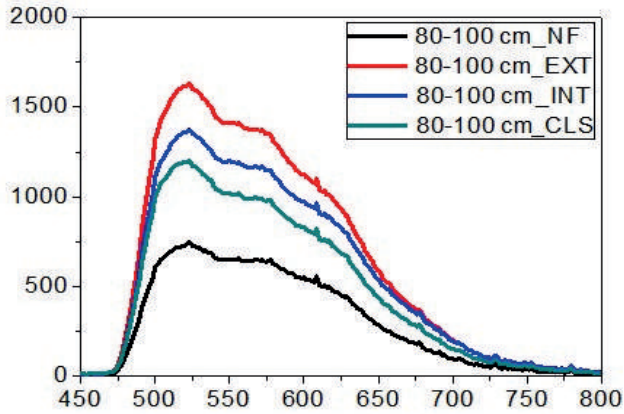



Figura 8. Esquema geral do conceito que a técnica espectroscopia de fluorescência induzida por laser (LIFS) utiliza com vista parcial do equipamento, indicando que o processo de humificação privilegia moléculas com cadeia fechada de maior estabilidade química e a indicação do cálculo do índice de humificação.

Fonte: Adaptado de Milori et al. (2002, 2006) e Tadini et al. (2021a).

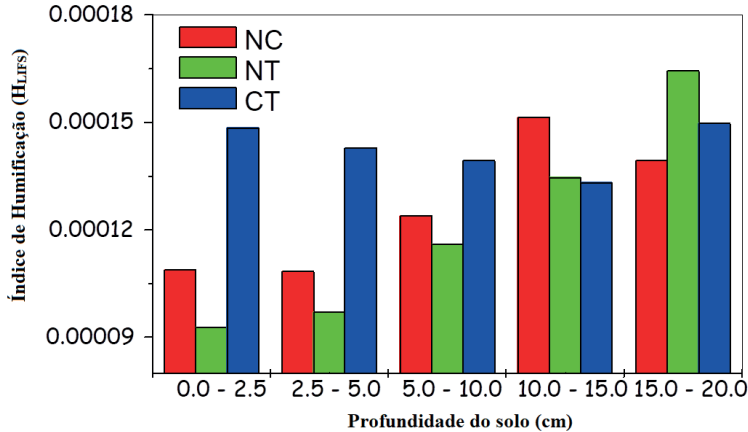



Figura 9. Gráfico mostrando o índice de humificação (H_{LIFS}) obtido pela espectroscopia de fluorescência induzida por laser (LIFS), em amostras de solos intactos, até 20 cm de profundidade, em áreas de solos não cultivados (NC, vegetação nativa), sob plantio direto (NT) e sob manejo convencional (CT), em um Acrisol do Rio Grande do Sul.

Fonte: Adaptado de Milori et al. (2006).

Ao correlacionar o índice de humificação (H_{LIFS}) e a datação do carbono (^{14}C), Tadini et al. (2018) verificaram que a matéria orgânica dos Espodossolos amazônicos é constituída por quatro tipos: humificada, recalcitrante e antiga; lábil e jovem; pouco humificada e antiga; humificada e jovem (Figura 10). Com isso, ficou demonstrado que o processo de humificação não tem associação direta com a idade da matéria orgânica nos Espodossolos amazônico.

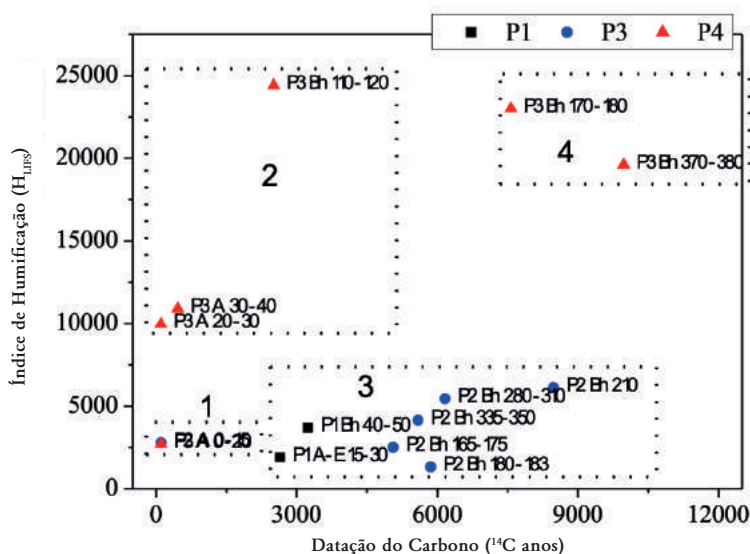



Figura 10. Gráfico de correlação do índice de humificação (H_{LIFS}) dos solos amazônicos em função da datação de carbono (^{14}C).
Fonte: Adaptado de Tadini et al. (2018).

Em recente estudo, Tadini et al. (2021a) observaram em um solo Latossolo Vermelho-Amarelo de textura média em São Carlos, SP, em áreas sob sistemas integrados lavoura-pecuária-floresta (ILPF) comparado com área de vegetação nativa, um grau de humificação da MOS superior na área de ILPF comparado com a vegetação nativa. Esse fato pode ser explicado graças ao grande volume de biomassa produzido e submetido à população diversificada de agentes biológicos (macrofauna e microrganismos) em áreas sob ILPF, levando a um material mais transformado quimicamente (Figura 11).

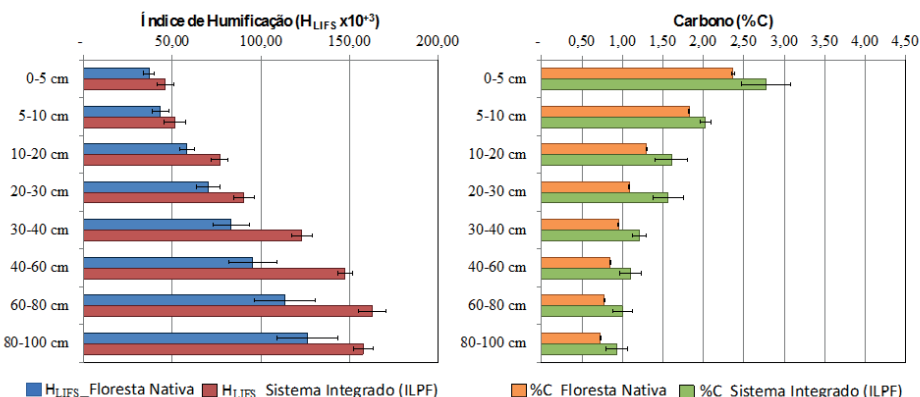



Figura 11. Gráficos que ilustram a relação entre o índice de humificação (H_{LIFS}) com o teor de C em diferentes camadas de solo de áreas sob sistema integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) e floresta nativa, em experimento de longa duração da Embrapa Pecuária Sudeste, em São Carlos, SP.

Fonte: Adaptado de Tadini et al. (2021a).

Matéria orgânica dissolvida

A matéria orgânica dissolvida (MOD) é onipresente no ambiente terrestre, mas compreende apenas uma pequena fração da matéria orgânica do solo (MOS) (McGill et al., 1986). Por outro lado, possui papel importante, pois representa a fração mais móvel e reativa, controlando uma série de processos químicos, físicos e biológicos que ocorrem no solo (Kalbitz et al., 2000; Zsolnay, 2003). Para fins operacionais, a MOD é definida como moléculas orgânicas de diferentes massas moleculares que passam por um filtro com porosidade de 0,45 µm (Zsolnay, 2003). Comparada às outras frações da MOS, o estudo da MOD ainda é restrito no contexto internacional, e incipientes em condições tropicais como no Brasil (Gmaich et al., 2020). No entanto, encontram-se algumas revisões que enfatizam suas fontes e sumidouros; biodegradação; sorção pelos componentes do solo; transporte e importância ambiental (Kalbitz et al., 2000; Marschner; Kalbitz, 2003; McDowell, 2003; Bolan et al., 2011; Kaiser; Kalbitz, 2012; Gmach et al., 2020).

Fontes e composição química da MOD do solo

As fontes da MOD do solo são distintas, mas com grandes contribuições via fotossíntese (Gmach et al., 2020). Os “pools” de carbono, ou seja, os reservatórios incluem fotossintatos recentes, como a serrapilheira, precipitação interna e escoamento (no caso de florestas), plantas em decomposição,

exsudatos de raízes e metabólitos microbianos, sendo todas fontes de carbono recente (McDowell, 2003; Gmach et al., 2020). Além disso, é destacada uma porção advinda das substâncias húmicas, como carbono mais antigo (Sanderman et al., 2008).

A MOD do solo é uma mistura de compostos solúveis em água, que apresenta em sua composição carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, fósforo, enxofre, vários cátions, entre outros, com uma ampla faixa de reatividade química (Gmach et al., 2020). Por outro lado, uma vez que o carbono representa cerca de 60% a 70% da matéria orgânica, a MOD é frequentemente quantificada por seu conteúdo de carbono, denominado carbono orgânico dissolvido (COD), extraído do solo com água ou soluções salinas (Provenzano et al., 2010). Ademais, assim como para as substâncias húmicas (SH), definir sua composição é uma tarefa difícil, visto a sua heterogeneidade (Van Den Berg et al., 2012).

De maneira geral, a MOD do solo é classificada em lábil e recalcitrante (Von Lützow et al., 2007). A MOD lábil compreende aqueles compostos de baixa massa molecular, como carboidratos (glicose, frutose e outros), ácidos orgânicos e proteínas (Kaiser et al., 2001). Já a MOD recalcitrante consiste em macromoléculas de alta massa molecular, como os polissacarídeos provenientes da degradação da celulose e hemicelulose, que compõem parte da fração estável da MOS (Marschner; Kalbitz, 2003). Neste sentido, alguns autores defendem que fontes de carbono recente ("*carbono fresco*") são as que mais contribuem para a composição da MOD (Wang et al., 2016). Em contraste, outros estudos mostraram maior contribuição advinda da matéria orgânica estável (Sanderman et al., 2008; De Troyer et al., 2011).

Cabe ressaltar que grande parte das moléculas na MOD não fazem parte de uma "*solução verdadeira*", mas sim de uma dispersão coloidal (1 nm a 1 μm), representando o estado intermediário entre uma solução verdadeira (<1nm) e uma suspensão (>1μm) (Yan et al., 2018). Adicionalmente, alguns fatores chaves controlam a solubilidade destes colóides orgânicos no solo. O primeiro fator a destacar é sua carga elétrica líquida. A alta densidade de carga favorece a solubilidade da matéria orgânica do solo (Tippinge Hurley, 1992). Logo em seguida, destaca-se o pH da solução do solo. O aumento do potencial hidrogeniônico provoca o aumento da desprotonação de grupos orgânicos, culminando no aumento de mais cargas negativas (Andersson et al., 2000). Portanto, compostos mais lábeis e reativos tendem a constituir a maior fração do MOD no solo.

A composição molecular da MOD é importante para compreensão do seu destino no ambiente. Por outro lado, esta análise pode ser desafiadora devido

à baixa concentração dos componentes individuais na mistura e ao grande número de moléculas distintas (Nebbioso; Piccolo, 2013). Estudos mostram que uma única amostra de MOD pode conter milhares de moléculas diferentes (Hertkorn et al., 2016). No entanto, grandes avanços têm sido observados com o passar dos anos. É necessário reconhecer que nenhuma técnica de análise isolada pode detectar 100% da composição em âmbito molecular, visto que matrizes ambientais são altamente complexas. Para isto, o emprego de um conjunto de técnicas auxilia no melhor entendimento da estrutura química a partir da caracterização e da quantificação dos compostos à base de carbono presentes na MOD.

As técnicas analíticas incluem a espectrofotometria de absorção na região do ultravioleta-visível (UV-Vis), fluorescência molecular e ressonância magnética nuclear (RMN), sendo todas largamente empregadas no estudo da estrutura química da MOD. Além disso, a análise de isótopos estáveis de carbono (^{12}C e ^{13}C) e datação por radiocarbono (^{14}C) podem fornecer informações relevantes sobre a fonte de carbono, reatividade e destino no ambiente. Ademais, grande destaque tem sido dado atualmente para a espectrometria de massas de alta resolução, como a espectrometria de massa de ressonância de íon cíclotron com transformação de Fourier (FT-ICR-MS). Através desta técnica é possível a identificação e a quantificação do número de moléculas presentes em uma determinada amostra (Sanderman et al., 2008; Nebbioso; Piccolo, 2013; Hertkorn et al., 2016; Roth et al., 2019).

Mecanismos que regulam a dinâmica da MOD no solo

A dinâmica da MOD do solo é diferente daquela em corpos aquáticos. No ambiente terrestre a biomassa de produtores primários é maior e amplamente controlada por interações entre os componentes bióticos e abióticos (Bolan et al., 2011). Além disso, o reservatório da MOD é resultado de diversos processos, sejam químicos (sorção e complexação), físicos (lixiviação e eluviação) e biológicos (biodegradação e biotransformação), moderados pelo pH do solo, teor de argila, atividade microbiana, carbono orgânico, temperatura e umidade, onde a intensidade destes processos variam de acordo com o uso e manejo do solo (Kalbitz et al., 2000; Bolan et al., 2011; Kaiser; Kalbitz, 2012; Gmach et al., 2020).

A MOD atua como agente quelante, formando complexos com metais (nutrientes ou não), e poluentes orgânicos. Este fenômeno pode ser benéfico ou maléfico, dependendo da constante de estabilidade do complexo formado. Com isto, a MOD atua diretamente na translocação de nutrientes e poluentes no solo (Chien et al., 2021).

Adentrando nestes aspectos, a MOD pode ser retida (sorvida) na fase sólida do solo, os óxidos hidratados de ferro e alumínio (tipo de argila) (Kothawala et al., 2009; Saidy et al., 2015). Este processo diminui sua mobilidade e forma um "*escudo*" contra a biodegradação, retenção essa intensificada no subsolo devido aos maiores teores de sorvente (argila) (Kalks et al., 2020). Isto ocorre devido à carga elétrica positiva destes minerais com a diminuição do pH do solo (solos mais ácidos), que sorvem com os polieletrólitos carregados negativamente do material orgânico (Jansen et al., 2005). Tendo isto em mente, este processo de sorção da MOD na fase sólida do solo (proteção física) é reconhecido como um mecanismo que contribui para o acúmulo e estabilização da MOS (Kaiser; Guggenberger, 2000; Saidy et al., 2015).

A contribuição da MOD para o sequestro de carbono nos solos requer conhecimentos sobre sua taxa de biodegradação, pois durante a decomposição da matéria orgânica, parte do carbono é perdido na forma de dióxido de carbono (CO_2) para a atmosfera (De Troyer et al., 2011). Com isto, frações mais lábeis são a principal fonte de alimento para os microrganismos, ao passo que as mais recalcitrantes persistem por mais tempo (Von Lützow et al., 2007). Assim, a maior degradação da MOD pode diminuir sua estabilização no solo e influenciar no sequestro de carbono. Este efeito pode ser intensificado em regiões de clima tropical, devido ao aumento dos fluxos de CO_2 pela atividade microbiana acelerada. No entanto, este efeito ainda é pouco investigado em solos tropicais (Gmach et al., 2020).

Outro processo importante a se analisar é sua passagem da MOD pelo perfil do solo, onde seu destino é influenciado pelas interações entre carbono orgânico, fases minerais e microrganismos (Kalks et al., 2020). O teor da MOD nas diferentes camadas orgânicas e mineral também é influenciado pelas características sazonais, vegetacionais, pedológicas e microbianas (Lee et al., 2018). Nesta perspectiva, a MOD das camadas superficiais (horizonte O) são as principais fontes de carbono orgânico no subsolo (camada mineral), onde ficam adsorvidas, por processos físico-químicos. Kalbitz e Kaiser (2008) estimaram que a contribuição do COD para os reservatórios de carbono do solo nos horizontes B e C em um Podzol variou de 25 a 66% do estoque total de carbono.

A composição da MOD na superfície do solo é caracterizada pela presença de fenóis derivados de lignina, ao passo que no subsolo encontram-se maiores teores de carboidratos e compostos ricos em nitrogênio. Neste sentido, o solo atuaria em relação a MOD como um sistema cromatográfico, onde os compostos mais sortivos (reativos) são retidos na superfície e os mais móveis são lixiviados (Guggenberger; Kaiser, 2003; Kaiser et al., 2004). No entanto, após cerca de

uma década destes trabalhos, Kaiser e Kalbitz (2012) propuseram um modelo diferente para o movimento vertical da MOD no solo. Segundo esses autores, a MOD na superfície do solo possui uma assinatura de radiocarbono moderna, em contraste do subsolo que possui depleção em radiocarbono, o que indica a presença de carbono mais antigo. Portanto, a MOD no subsolo, rica em carboidratos, e tendo uma assinatura de material mais degradado, sugere mais a presença de produtos de degradação do que fonte de nutrientes. Nesta lógica, os conceitos que explicam estes aspectos é que a MOD fresca na superfície é adsorvida e sofre decomposição microbiana. Com o passar do tempo, os metabólitos (facilmente dessorvíveis) migram para camadas subjacentes, onde novos compostos que são introduzidos, e mais fortemente sorvíveis, ocupam o lugar na superfície.

Assim, o transporte da MOD no perfil do solo não seria apenas resultado de uma separação físico-química, mas também do processamento microbiano. A degradação lenta da MOD no subsolo, deixando-a envelhecer, associada ao aumento da idade do radiocarbono, contrasta suposições de que as raízes são a principal fonte de carbono nestes horizontes. Com isso, os autores constataram que a matéria orgânica dissolvida mais antiga reside na parte mais jovem do perfil do solo, onde esta teoria foi comprovada por Leinemann et al. (2018) em experimentos de laboratório. Neste sentido, juntamente com as entradas e saídas da MOD no solo, segue na Figura 12 as principais ideias da sua dinâmica ao longo do perfil.

Importâncias agronômica e ambiental

O estudo da MOD do solo vem ganhando destaque com o passar dos anos, principalmente no exterior. A abordagem deste tópico em solos brasileiros ainda é incipiente (Gmach et al., 2020). A MOD é um componente-chave no ciclo biogeoquímico do carbono e está entre os reservatórios de material orgânico mais reativos na superfície da Terra. A maior parte da MOD é mineralizada ou sorvida, com pequena parte atingindo os corpos aquáticos, onde sua concentração e dinâmica no solo é altamente suscetível às mudanças antrópicas, sendo mais sensível à perturbação do que a MOS como um todo (Kaiser; Kalbitz, 2012). Ademais, este componente pode atuar tanto como sumidouro ou como fonte de dióxido de carbono para a atmosfera, e, portanto, exercendo influência no aquecimento global.

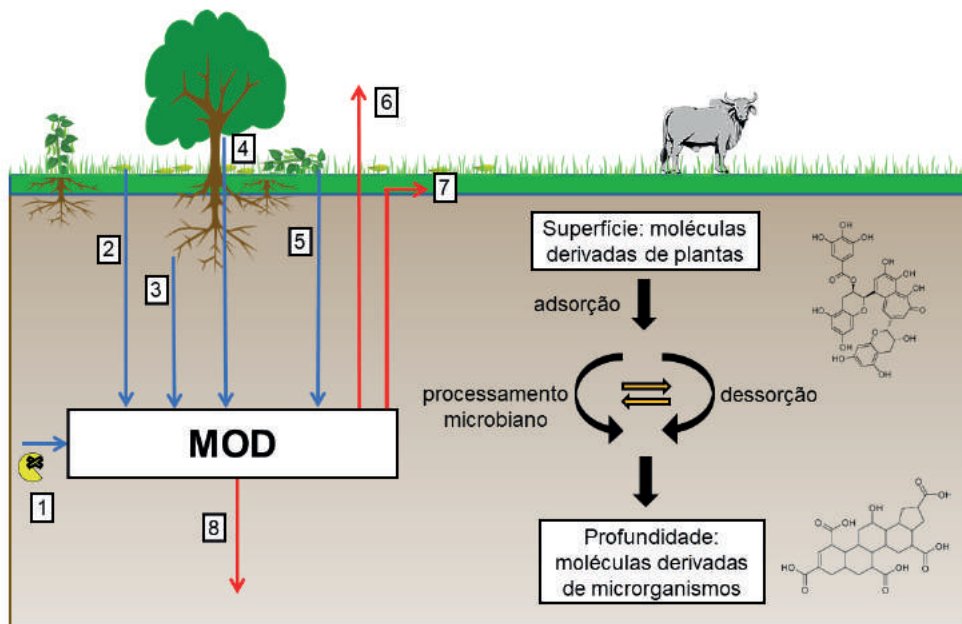



Figura 12. Representação esquemática das principais entradas e saídas da matéria orgânica dissolvida (MOD) no sistema, bem como sua dinâmica com o perfil do solo. Entrada (setas azuis): 1 - lise microbiana; 2 - serrapilheira; 3 - exsudatos de raízes; 4 - precipitação interna; 5 - plantas em decomposição. Saída (setas vermelhas): 6 - degradação microbiana; 7 - escoamento superficial, e, 8 - lixiviação. Dinâmica com o perfil do solo: a MOD na superfície é composta por moléculas orgânicas derivadas de plantas, com alto nível de insaturação, como polifenóis e outros compostos com alta aromaticidade (devido ao maior teor de lignina nos tecidos vegetais) que são adsorvidas nos minerais e sofrem processamento microbiano. A MOD em profundidade, resultado da dessorção e percolação da superfície, é altamente insaturada, mas não aromática e provinda de moléculas derivadas de microrganismos, como alicíclicos ricos em carboxila.

Fonte: Kalbitz et al. (2000), Marschner e Kalbitz (2003), McDowell (2003), Bolan et al. (2011), Kaiser e Kalbitz (2012), Roth et al. (2019) e Gmach et al. (2020).

A MOD é essencial para estabilizar a matriz do solo, além de atuar nos processos de imobilização, mineralização e translocação de nutrientes, sorção, imobilização e degradação de poluentes orgânicos, como também servir de substrato para os microrganismos do solo. Desta forma, o conhecimento das multifuncionalidades da MOD pode auxiliar na escolha de estratégias para magnificar seus impactos positivos e reduzir os negativos no solo, principalmente no Brasil, onde as práticas de manejo conservacionistas tem ganhado visibilidade, como o sistema plantio direto, intensificação de

pastagens e integração lavoura-pecuária-floresta (Gmach et al., 2020). Neste quesito, abordagens que interligam tanto as propriedades químicas como físicas e biológicas do solo são necessárias para alcançar a melhor compreensão dos processos que regula os níveis no solo de matéria orgânica dissolvida, bem como o ciclo, a dinâmica e as formas e fluxos no ambiente.

Considerações Finais

Apesar de mais de um século de pesquisas e trabalhos científicos, a natureza e estrutura química da matéria orgânica dos solos (MOS) precisa ainda ser elucidada, pois acumula controvérsia científica. A mais recente questiona os processos e rotas de síntese das substâncias húmicas no solo. Assim, dada a relevância e implicações da controvérsia para os aspectos ligados a natureza química da MOS, optou-se por apresentar de forma mais didática possível toda a evolução do conceito das substâncias húmicas (item 2.1). Ainda, foi discutido um item específico "Conceitos recentes sobre a estrutura da MOS" para apresentar os aspectos mais controversos, bem como as recentes publicações que se contrapõem às críticas aos modelos até então aceitos. Também foram discutidos os aspectos ligados aos métodos de fracionamento físico da MOS, com agregados organominerais e frações obtidas por diferenças de densidade, com contribuições de condições de agregação dos solos, e estudos recentes e técnica inédita que fornece informações sobre a estrutura da MO em amostras de solos intactos. Dados e associações de um tópico pouco monitorado e entendido, particularmente no Brasil, sobre a matéria orgânica dissolvida e suas contribuições para a fertilidade do solo e seu papel no acúmulo da MOS, em função das diferentes práticas de manejos de solos e sistemas de cultivos adotados nas lavouras do Brasil foram incluídos nas discussões

É necessário ressaltar que nos últimos anos houve uma imensa mudança em relação aos aspectos de acúmulo da MO nos solos do Brasil, com demonstrações de situações e técnicas de cultivo e manejo do solo que levam ao sequestro de carbono, um modo eficaz de reduzir o efeito estufa e o aquecimento global. Foram apresentados os aspectos e mecanismos de estabilização da MOS relevantes para se entender e elencar as práticas de manejo de solo e sistemas de cultivo que causam maior armazenamento de carbono no sistema solo-planta. Em um passado não muito distante (~25 a 30 anos), quando predominavam no Brasil o uso intensivo de máquinas e as práticas pouco conservacionistas de manejo do solo, como aração e gradagem intensivas, as pesquisas eram quase que essencialmente relacionadas às perdas da MOS e às situações que acarretavam a degradação do solo. Com a ampla adoção de práticas de manejo do solo mais conservacionistas, especialmente o sistema de plantio direto, e outras

boas práticas de manejos das culturas, observa-se uma mudança relevante nesse quadro, e as possibilidades de grande recuperação da MOS em solos degradados e a manutenção e aumento da MOS, especialmente em áreas de solos de cerrados. O sequestro de carbono em solos de cerrado é uma grande conquista da agricultura brasileira, pois se tratava de algo pouco provável nas condições de manejo de solos tropicais implementadas há algumas décadas. Este fato ganha ainda mais notoriedade graças a recente publicação de Nicoloso e Rice, 2021, onde através de análises de metadados de 121 experimentos de campo, de 19 países e 6 continentes, demonstraram que áreas de clima mais quente, como os do Brasil, tem melhores condições para aumentar o sequestro de C no solo. Assim, os aspectos ligados a associação organomineral, a proteção de compostos orgânicos em macro e microagregados do solo, e a própria recalcitrância (bio) química da MOS, especialmente em ambientes de manejos conservacionistas, são aspectos relevantes que determinam a natureza química da MOS, pois, além das implicações agronômicas importantes, estão ligadas à persistência (tempo de meia vida) de compostos orgânicos no solo, e que mereceram maior atenção nos itens abordados neste capítulo. Em adição, do ponto de vista acadêmico, é muito importante entender os aspectos químicos tradicionais e os mais avançados e aceitos atualmente sobre a estrutura química da MOS, para poder avançar e consolidar conhecimentos inéditos sobre os efeitos das diferentes práticas de manejos, combinações de culturas agrícolas, associadas com pastagens e florestas, como nos sistemas integrados ILPF e em sistemas agroflorestais, entre outras promissoras estratégias de manejo do solo nos trópicos.

Quanto aos aspectos atuais e tendências de pesquisas sobre estruturas químicas da MOS e suas frações, identificados no país e especialmente no exterior, e com base na percepção dos autores, é preciso destacar que é necessário:

1) Utilização de métodos espectroscópicos e cromatográficos para identificações de constituintes químicos da MOS e suas frações, por exemplo: ^{13}C ressonância magnética nuclear, modos mono e bidimensional; métodos cromatográficos avançados com uso ou não de pirólise e em combinação com espectrometria de massa (GC-MS); “Electronspray Ionization - Fourier Transform - Ion Cyclotron Resonance – Mass Spectrometry” (ESI-FT-ICR-MS), “Nano Secondary Ion Mass Spectrometry” (NanoSIMS).
2) Experimentos com utilização de compostos químicos marcados, como isótopos de ^{13}C, ^{14}C, ^{15}N e outros, em experimentos controlados em laboratório, casa de vegetação ou em campo (lisímetros e outras condições que permitam controle), em estudos da transformação, transporte e incorporação da MO em solos;

3) Estudos de datação de ^{14}C em ambientes naturais e em situações que permitam estimar o tempo de vida dos compostos orgânicos nos solos;
4) Métodos de imagens com resolução atômica ou subatômica e uso de Microscópio Eletrônico, Microscópio de Força Atômica (ou de tunelamento), Microscópio Confocal de Varredura a Laser, entre outros.
5) Combinação de experimentos de incubação em condições controladas em laboratório ou em campo e estudos de modelagem da MOS, com projeções futuras sobre as condições de acúmulo e de tempo de meia vida dos compostos orgânicos nos solos;
6) Experimentos de campo de longa duração para diferentes sistemas de manejos nos diferentes biomas do Brasil, especialmente em situações que indiquem o acúmulo e sequestro de carbono no solo, como práticas essenciais para o entendimento de mudanças na dinâmica e estrutura da MOS;
7) Ampliação de análises sobre a estabilidade química da MOS em propriedades rurais privadas nos diferentes biomas do Brasil, como aspecto importante para estimar o tempo de vida de compostos orgânicos sequestrados nos solos.

Enfim, inúmeras oportunidades para as pesquisas sobre MOS e seus aspectos químicos e estruturais se mantém e estão associadas a iminente consolidação do mercado de créditos de carbono no solo, em um contexto global, com pagamento de créditos aos produtores rurais que adotam práticas conservacionistas de manejos dos solos e plantas, com identificação de sequestro de carbono, e como mais uma estratégia vinculada aos mecanismos de compensação de emissões de gases do efeito estufa por indústrias e outras empresas, setor em que o Brasil tem muito a contribuir e a ganhar.

Referências

ANDERSSON, S.; NILSSON, S. I.; SAETRE, P. Leaching of dissolved organic carbon (DOC) and dissolved organic nitrogen (DON) in mor humus as affected by temperature and pH. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, p. 1-10, 2000.

ANGST, G.; MUELLER, K. E.; NIEROP, K. G. J.; SIMPSON, M. J. Plant- or microbial derived? A review on the molecular composition of stabilized soil organic matter. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 156, 108189, 2021.

AUDETTE, Y.; VORONEY, R. P.; LONGSTAFFE, J. G.; GILLESPIE, A. W.; SMITH, D. S. Validation and comparisons of NaOH and Na4P2O7 extraction methods for the characterization of organic amendments. **Soil Science Society of America Journal**, v. 85, p. 273-285, 2021. DOI: https://doi.org/10.1002/saj2.20195.

BALDOCK, J. A.; SKJEMSTAD, J. O. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. **Organic Geochemistry,** v. 31, p. 697-710, 2000. DOI: https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00049-8.

BAVEYE, P. C.; WANDER, M. The (bio) chemistry of soil humus and humic substances: Why is the "new view" still considered novel after more than 80 years? **Frontiers in Environmental Science**, v. 7, p. 35-36, 2019.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUCK, J.; CERETTA, C. A. Effect of no-till cropping systems on soil organic matter in a sandy clay loam Acrisol from Southern Brazil monitored by electron spin resonance and nuclear magnetic resonance. **Soil Tillage Research**, v. 53, p. 95-104, 2000.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUCK, J.; SAAB, S. C.; MILORI, D. M. B. P.; BAGNATO, V. S. Tillage and cropping system effects on soil humic acid characteristics as determined by electron spin resonance and fluorescence spectroscopies. **Geoderma**, v. 105, p. 81-92, 2002a.

BAYER, C.; MIELNICZUCK, J.; MARTIN-NETO, L.; ERNANI, P. R. Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on a subtropical soil. **Plant and Soil**, v. 238, p. 133-140, 2002b.

BENITES, V. M.; MADARI, B.; MACHADO, P. L. O. A. **Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo**: um procedimento simplificado de baixo custo. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2003. 7 p. (Embrapa Solos. Comunicado técnico, 16).

BOGUTA, P.; D'ORAZIO, V.; SENESI, N.; SOKOŁOWSKA, Z.; SZEWCZUK-KARPISZ, K. Insight into the interaction mechanism of iron ions with soil humic acids. The effect of the pH and chemical properties of humic acids. **Journal of Environmental Management,** v. 245, p. 367-374, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.098.

BOLAN, N. S.; ADRIANO, D. C.; KUNHIKRISHNAN, A.; JAMES, T.; MCDOWELL, R.; SENESI, N. Dissolved organic matter: biogeochemistry, dynamics, and environmental significance in soils. **Advances in Agronomy**, v. 110, p. 1-75, 2011. DOI: https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385531-2.00001-3.

BURDON, J. Are the traditional concepts of the structures of humic substances realistic? **Soil Science,** v. 166, p. 752-769, 2001. DOI: https://doi.org/10.1097/00010694-200111000-00004

BURGUES, A.; HURST, H. M.; WALKDEN, S. B.; DEAN, F. M.; HIRST, M. Nature of humic acids. **Nature**, n. 4894, 1963.

CHIEN, S. W. C.; WANG, H. H.; CHEN, Y. M.; WANG, M. K.; LIU, C. C. Removal of heavy metals from contaminated paddy soils using chemical reductants coupled with dissolved organic carbon solutions. **Journal Hazardous Materials**, v. 403, 123549, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123549.

CHIOU, C. T.; KILE, D. E.; RUTHERFORD, D. W.; SHENG, G.; BOYD, S. A. Sorption of selected organic compounds from water to a peat soil and its humic-acid and humin fractions: potential sources of the sorption nonlinearity. **Environmental Science Technology**, v. 34, p. 1254-1258, 2002.

CONCEIÇÃO, P. C.; BOENI, M.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J. Eficiência do politungstato de sódio no fracionamento densimétrico da matéria orgânica do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v. 31, p. 1301-1310, 2007.

CONTE, P.; PICCOLO, A. Conformational arrangement of dissolved humic substances. influence of solution composition on association of humic molecules. **Environmental Science Technology**, v. 33, p. 1682-1690, 1999. DOI: https://doi.org/10.1021/es9808604.

COTRUFO, M. F.; SOONG, J. L.; HORTON, A. J.; CAMPBELL, E. E.; HADDIX, M. L.; WALL, D. H.; PARTON, W. J. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. **Nature Geoscience**, v. 8, p. 776-779, 2015.

DE NOBILI, M.; BRAVO, C.; CHEN, Y. The spontaneous secondary synthesis of soil organic matter components: A critical examination of the soil continuum model theory. **Applied Soil Ecology**, v. 154, 103655, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103655.

DE TROYER, I.; AMERY, F.; VAN MOORLEGHEM, C.; SMOLDERS, E.; MERCKX, R. Tracing the source and fate of dissolved organic matter in soil after incorporation of a 13C labelled residue: A batch incubation study. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, p. 513-519, 2011. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.11.016.

DICK, D. P.; BURBA, P. Extraction kinetics and molecular size fractionation of humic substances from two brazilian soils. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 10, p. 146-152, 1999. DOI: https://doi.org/10.1590/S0103-50531999000200013.

DIDONATO, N.; CHEN, H.; WAGGONER, D.; HATCHER, P. G. Potential origin and formation for molecular components of humic acids in soils. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 178, p. 210-222, 2016.DOI: https://doi.org/10.1016/j.gca.2016.01.013.

DOU, S.; SHAN, J.; SONG, X.; CAO, R.; WU, M.; LI, C.; GUAN, S. Are humic substances soil microbial residues or unique synthesized compounds? A perspective on their distinctiveness. **Pedosphere**, v. 30, p. 159-167, 2020.

DROSOS, M.; NEBBIOSO, A.; PICCOLO, A. Humeomics: A key to unravel the humusic pentagram. **Applied Soil Ecology**, v. 123, p. 513-516, 2018.

DROSOS, M.; PICCOLO, A. The molecular dynamics of soil humus as a function of tillage. **Land Degradation and Development**, v. 29, p. 1792-1805, 2018. DOI: https://doi.org/10.1002/ldr.2989.

DUNGAIT, J. A. J.; HOPKINS, D. W.; GREGORY, A. S.; WHITMORE, A. P. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. **Global Change Biology**, v. 18, p. 1781-1796, 2012. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02665.x.

FIALHO, L. L.; SILVA, W. T. L.; MILORI, D. M. B. P.; SIMÕES, M. L.; MARTIN-NETO, L. Characterization of organic matter from composting of different residues by physicochemical and spectroscopic methods. **Bioresource Technology,** v. 101, p. 1927-1934, 2010. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.10.039.

FLAIG, W. Effects of micro-organisms in the transformation of lignin to humic substances. **Geochimica et Cosmochimica Acta,** v. 28, p. 1523-1535, 1964. DOI: https://doi.org/10.1016/0016-7037(64)90003-1.

FLAIG, W. Biochemical factors in coal formation. In: YON GAERTNER, H. R.; WEHNER, H. (ed.). **Advances in organic geochemistry.** Oxford-Braunschweig: Pergamon Press, 1972. 197-232 p.

GARCÍA, A. C.; VAN TOL DE CASTRO, T. A.; SANTOS, L. A.; TAVARES, O. C. H.; CASTRO, R. N.; BERBARA, R. L. L.; GARCÍA MINA, J. M. Structure–property–function relationship of humic substances in modulating the root growth of plants: A Review. **Journal Environmental Quality**, v. 48, p. 1622-1632, 2019.

GMACH, M. R.; CHERUBIN, M. R.; KAISER, K.; CERRI, C. E. P. Processes that influence dissolved organic matter in the soil: A review. **Science Agricola**, v. 77, e20180164, 2020. DOI: https://doi.org/10.1590/1678-992x-2018-0164.

GONZÁLEZ-PÉREZ, M.; MILORI, D. M. B. P.; COLNAGO, L. A.; MARTIN-NETO, L.; MELO, W. J. A. Laser-induced fluorescence spectroscopic study of organic matter in a Brazilian Oxisol under different tillage systems. **Geoderma**, v. 138, p. 20-24, 2007.

GUGGENBERGER, G.; KAISER, K. Dissolved organic matter in soil: Challenging the paradigm of sorptive preservation. **Geoderma**, v. 113, p. 293-310, 2003. DOI: https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00366-X.

GUO, X.; LIU, H.; WU, S. Humic substances developed during organic waste composting: Formation mechanisms, structural properties, and agronomic functions. **Science of the Total Environment**, v. 662, p. 501-510, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.137.

HASSINK, J.; BOUWMAN, L. A.; ZWART, K. B.; BLOEM, J.; BRUSSAARD, L. Relationships between soil texture, physical protection of organic matter, soil biota, and c and n mineralization in grassland soils. **Geoderma**, v. 57, p. 105-128, 1993.

HATCHER, P. G.; BREGER, I. A.; MATTINGLY, M. A. Structural characteristics of fulvic acids from Continental Shelf sediments. **Nature**, v. 285, p. 560-562, 1980.

HATCHER, P. G.; MACIEL, G. E.; DENNIS, L. W. Aliphatic structure of humic acids; a clue to their origin. **Organic Geochemistry**, v. 3, p. 43-48, 1981.

HATCHER, P. G.; OREM, W. H. Structural interrelationships among humic substances in marine and estuarine sediments - as delineated by cross-polarization/magic angle spinning carbon-13 NMR. In: SOHN, M. L. (ed.). Organic Marine Geochemistry. Washington: American Chemical Society, v. 305, 1986. p. 142-157. DOI: https://doi.org/10.1021/bk-1986-0305.ch009.

HATCHER, P. G.; WAGGONER, D. C.; CHEN, H. Evidence for the existence of humic acids in peat soils based on solid state ^{13}C NMR. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, p. 1571-1577, 2019.

HAYES, M. H. B.; CLAPP, C. E. Humic substances: considerations of compositions, aspects of structure, and environmental influences. **Soil Science**, v. 166, p. 723-737, 2001.

HAYES, M. H. B.; SWIFT, R. S. An appreciation of the contribution of Frank Stevenson to the advancement of studies of soil organic matter and humic substances. **Journal Soils Sediments**, v. 18, p. 1212-1231, 2018.

HAYES, M. H. B.; SWIFT, R. S. Vindication of humic substances as a key component of organic matter in soil and water. **Advances in Agronomy**, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/bs.agron.2020.05.001. v. 163, p. 1-37.

HEDGES, J.; ERTEL, J. R. The lignin component of humic substances: Distribution among soil and sedimentary humic, fulvic, and base-insoluble fractions. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 48, p. 2065-2074, 1984.

HERTKORN, N.; HARIR, M.; CAWLEY, K. M.; SCHMITT-KOPPLIN, P.; JAFFÉ, R. Molecular characterization of dissolved organic matter from subtropical wetlands: A comparative study through the analysis of optical properties, NMR and FTICR/MS. **Biogeosciences**, v. 13, p. 2257-2277, 2016. DOI: https://doi.org/10.5194/bg-13-2257-2016.

HOFRICHTER, M. Review: Lignin conversion by manganese peroxidase (MnP). **Enzyme and Microbial Technology**, v. 30, p. 454-466, 2002. DOI: https://doi.org/10.1016/S0141-0229(01)00528-2.

HUANG, P. M.; HARDIE, A. G. Formation mechanisms of humic substances in the environment. In: SENESI, N.; XING, B. S.; HUANG, P. M. (ed.). **Biophysico-chemical Processes Involving Natural Nonliving Organic Matter in Environmental Systems.** John Wiley & Sons, New York: 2009. p. 41-109.

JANSEN, B.; NIEROP, K. G. J.; VERSTRATEN, J. M.; Mechanisms controlling the mobility of dissolved organic matter, aluminium and iron in podzol B horizons. **European Journal of Soil Science**, v. 56, p. 537-550, 2005. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2004.00686.x.

JIMÉNEZ-GONZÁLEZ, M. A.; ALMENDROS, G.; WAGGONER, D. C.; ÁLVAREZ, A. M.; HATCHER, P. G. Assessment of the molecular composition of humic acid as an indicator of soil carbon levels by ultra-high-resolution mass spectrometric analysis. **Organic Geochemistry**, v. 143, 104012, 2020.

KAISER, K.; GUGGENBERGER, G. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. **Organic Geochemistry**, v. 31, p. 711-725, 2000. DOI: https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00046-2.

KAISER, K.; KALBITZ, K. Cycling downwards - dissolved organic matter in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 52, p. 29-32, 2012.

KAISER, K.; GUGGENBERGER, G.; HAUMAIER, L.; ZECH, W. Seasonal variations in the chemical composition of dissolved organic matter in organic forest floor layer leachates of old-growth Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) stands in northeastern Bavaria, Germany. **Biogeochemistry**, v. 55, p. 103-143, 2001.

KAISER, K.; GUGGENBERGER, G.; HAUMAIER, L. Changes in dissolved lignin-derived phenols, neutral sugars, uronic acids, and amino sugars with depth in forested HaplicArenosols and RendzicLeptosols. **Biogeochemistry**, v. 70, p. 135-151, 2004. DOI: https://doi.org/10.1023/B:BIOG.0000049340.77963.18.

KALBITZ, K.; KAISER, K. Contribution of dissolved organic matter to carbon storage in forest mineral soils. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 171, p. 52-60, 2008.

KALBITZ, K.; SOLINGER, S.; PARK, J.H.; MICHALZIK, B.; MARTZNER, E. Controls on the dynamics of organic matter in soils: a review. **Soil Science**, v. 165, p. 277-304, 2000.

KALKS, F.; LIEBMANN, P.; WORDELL-DIETRICH, P.; GUGGENBERGER, G.; KALBITZ, K.; MIKUTTA, R.; HELFRICH, M.; DON, A. Fate and stability of dissolved organic carbon in topsoils and subsoils under beech forests. **Biogeochemistry**, v. 148, p. 111-128, 2020.

KLEBER, M.; LEHMANN, J. Humic substances extracted by alkali are invalid proxies for the dynamics and functions of organic matter in terrestrial and aquatic ecosystems. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, p. 207-216, 2019.

KLEINHEMPEL, D. Contribution to the theory of the condition of humic substances. **Albrecht-Thaer-Arch**, v. 14, p. 3-14, 1970.

KÖGEL-KNABNER, I.; AMELUNG, W. Soil organic matter in major pedogenic soil groups. **Geoderma**, v. 384, 114785, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114785.

KONONOVA, M. M. **Soil Organic Matter: Its Nature, Its Role in Soil Formation and in Soil Fertility.** Pergamon Press, Oxford: 1966. 450 p.

KOTHAWALA, D. N.; MOORE, T. R.; HENDERSHOT, W. H. Soil Properties Controlling the Adsorption of Dissolved Organic Carbon to Mineral Soils. **Soil Science of Society American Journal**, v. 73, p. 1831-1842, 2009. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0254.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, v. 304, p. 1623-1627, 2004.

LAVALLEE, J. M.; SOONG, J. L.; COTRUFO, M. F. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral associated forms to address global change in the 21st century. **Global Change Biology**, v. 26, p. 261-273, 2020.

LEE, M. H.; PARK, J. H.; MATZNER, E. Sustained production of dissolved organic carbon and nitrogen in forest floors during continuous leaching. **Geoderma**, v. 310, p. 163-169, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.07.027.

LEHMANN, J.; KLEBER, M. The contentious nature of soil organic matter. **Nature**, v. 528, p. 60-68, 2015. DOI: https://doi.org/10.1038/nature16069.

LEHMANN, J.; HANSEL, C. M.; KAISER, C.; KLEBER, M.; MAHER, K.; MANZONI, S.; NUNAN, N.; REICHSTEIN, M.; SCHIMEL, J. P. Persistence of soil organic carbon caused by functional complexity. **Nature Geoscience**, v. 13, p. 529-534, 2020. DOI: https://doi.org/10.1038/s41561-020-0612-3.

LEINEMANN, T.; PREUSSER, S.; MIKUTTA, R.; KALBITZ, K.; CERLI, C.; HÖSCHEN, C.; MUELLER, C. W.; KANDELER, E.; GUGGENBERGER, G. Multiple exchange processes on mineral surfaces control the transport of dissolved organic matter through soil profiles. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 118, p. 79-90, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.12.006.

LIANG, C.; SCHIMEL, J.; JASTROW, J. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage. **Nature Microbiology**, v. 2, 17105, 2017. DOI: https://doi.org/10.1038/nmicrobiol.2017.105.

LIPCZYNSKA-KOCHANY, E. Humic substances, their microbial interactions and effects on biological transformations of organic pollutants in water and soil: A review. **Chemosphere**, v. 202, p. 420-437, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.104.

MACHADO, W.; FRANCHINI, J. C.; GUIMARÃES, M. F.; FILHO, J. T. Spectroscopic characterization of humic and fulvic acids in soil aggregates, Brazil. **Heliyon**, v. 6, e04078, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04078.

MARSCHNER, B.; KALBITZ, K. Controls of bioavailability and biodegradability of dissolved organic matter in soils. **Geoderma**, v. 113, p. 211-235, 2003. DOI: https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00362-2.

MARTIN-NETO, L.; ANDRIULO, A. E.; TRAGHETA, D. G. Effects of cultivation on ESR spectrum of organic matter from soil size fractions of a mollisol. **Soil Science**, v. 157, p. 365-372, 1994. DOI: https://doi.org/10.1097/00010694-199406000-00003.

MARTIN-NETO, L.; ROSSEL, R.; SPOSITO, G. Correlation of spectroscopic indicators of humification with mean annual rainfall along a temperate grassland climosequence. **Geoderma**, v. 81, p. 305-311, 1998. DOI: https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00089-X.

MCDOWELL, W. H. Dissolved organic matter in soils - Future directions and unanswered questions. **Geoderma**, v. 113, p. 179-186, 2003. DOI: https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00360-9.

MCGILL, W. B.; CANNON, K. R.; ROBERTSON, J. A.; COOK, F. D. Dynamics of soil microbial biomass and water-soluble organic C in Breton L after 50 years of cropping to two rotations. **Canadian Journal Soil Science**, v. 66, p. 1-19, 1986. DOI: https://doi.org/10.4141/cjss86-001.

MILORI, D. M. B. P.; MARTIN-NETO, L.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; BAGNATO, V. S. Humification degree of soil humic acids determined by fluorescence spectroscopy. **Soil Science**, v. 167, p. 739-749, 2002. DOI: https://doi.org/10.1097/01.ss.0000038066.07412.9c.

MILORI, D. M. B. P.; GALETI, H. V. A.; MARTIN-NETO, L.; DIECKOW, J.; GONZÁLEZ-PÉREZ, M.; BAYER, C.; SALTON, J. Organic matter study of whole soil samples using laser-induced fluorescense spectroscopy. **Soil Science Society American Journal**, v. 70, p. 57-63, 2006. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.10.010.

MUSCOLO, A.; SIDARI, M.; NARDI, S. Humic substance: Relationship between structure and activity. Deeper information suggests univocal findings. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 129, p. 57-63, 2013. DOI: https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.10.012.

NEARPASS, D. C. Adsorption of piclorambyhumic acids and humin. **Soil Science**, v. 121, p. 272-277, 1976. DOI: https://doi.org/10.1097/00010694-197605000-00003.

NEBBIOSO, A.; PICCOLO, A. Basis of a humeomics science: Chemical fractionation and molecular characterization of humic biosuprastructures. **Biomacromolecules**, v. 12, p. 1187-1199, 2011. DOI: https://doi.org/10.1021/bm101488e.

NEBBIOSO, A.; PICCOLO, A. Molecular characterization of dissolved organic matter (DOM): A critical review. **Analytical Bioanalytical Chemistry**, v. 405, p. 109-124, 2013. DOI: https://doi.org/10.1007/s00216-012-6363-2.

NEBBIOSO, A.; VINCI, G.; DROSOS, M. Unveiling the molecular composition of the unextractable soil organic fraction (humin) by humeomics. **Biology Fertility Soils**, v. 51, p. 443-451, 2015. DOI: https://doi.org/10.1007/s00374-014-0991-y.

NICHOLS, K. A.; WRIGHT, S. F. Carbon and nitrogen in operationally defined soil organic matter pools. **Biology Fertility of Soils**, v. 43, p. 215-220, 2006.

NICOLOSO, R.; RICE, C. W. Intensification of no-till agricultural systems: An opportunity for carbon sequestration. **Soil Science Society of America Journal**, v. 85, p. 1395-1409, 2021. DOI: https://doi.org/10.1002/saj2.20260.

NOVOTNY, E. H.; TURETTA, A. P. D.; RESENDE, M. F.; REBELLO, C. M. The quality of soil organic matter, accessed by ^{13}C solid state nuclear magnetic resonance, is just as important as its content concerning pesticide sorption. **Environment Pollution**, v. 266, 115298, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115298.

OLK, D. C.; BLOOM, P. R.; PERDUE, E. M.; CHEN, Y.; MCKNIGHT, D. M.; FARENHORST, A.; SENESI, N.; CHIN, Y.-P.; SCHMITT-KOPLIN, P.; HERTKORN, N.; HARIR, M. Environmental and agricultural relevance of humic fractions extracted by alkali from soils and natural waters. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, p. 217-232, 2019. DOI: https://doi.org/10.2134/jeq2019.02.0041.

PERDUE, E. M. Analytical constraints on the structural features of humic substances. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 48, p. 1435-1442, 1984. DOI: https://doi.org/10.1016/0016-7037(84)90400-9.

PÉREZ-GONZÁLEZ, M.; MARTIN-NETO, L.; SAAB, S. C.; NOVOTNY, E. H.; MILORI, D. M. B. P.; BAGNATO, V. S.; COLNAGO, L. A.; MELO, W. J.; KNICKER, H. Characterization of humic acids from a Brazilian oxisol under different tillage systems by EPR, ^{13}C NMR, FTIR and fluorescence spectroscopy. **Geoderma**, v. 118, p. 181-190, 2004.

PICCOLO, A. Humus and Soil Conservation. In: PICCOLO, A. (ed.). **Humic substances in terrestrial ecosystems**. Amsterdam: Elsevier, 1996. p. 225-264.

PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances. **Soil Science**, v. 166, p. 810-832, 2001. DOI: https://doi.org/10.1097/00010694-200111000-00007.

PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances: a novel understanding of humus chemistry and implications in soil science. **Advances in Agronomy, v. 75, p. 57-134, 2002.**

PICCOLO, A. In memoriam Prof. F. J. Stevenson and the question of humic substances in soil. **Chemical and Biological Technologies in Agriculture**, v. 3, 23, 2016. DOI: https://doi.org/10.1186/s40538-016-0076-2.

PICCOLO, A.; SPACCINI, R.; DROSOS, M.; VINCI, G.; COZZOLINO, V. The Molecular Composition of Humus Carbon: Recalcitrance and Reactivity in Soils. In: GARCIA, C.; NANNIPIERI, P.; HERNANDEZ, T. (ed.). **The Future of Soil Carbon**. Elsevier [London]: 2018. p. 87-124.

POIRIER, V.; ROUMET, C.; MUNSON, A. D. The root of the matter: Linking root traits and soil organic matter stabilization processes. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, p. 246-259, 2018.

PROVENZANO, M. R.; CARICASOLE, P.; BRUNETTI, G.; SENESI, N. Dissolved organic matter extracted with water and a saline solution from different soil profiles. **Soil Science**, v. 175, p. 255-262, 2010. DOI: https://doi.org/10.1097/SS.0b013e3181e457a6.

RICE, J., MACCARTHY, P. Isolation of humin by liquid-liquid partitioning. **Science of the Total Environmental**, v. 81-82, p. 61-69, 1989. DOI: https://doi.org/10.1016/0048-9697(89)90111-3.

RICE, J. A. Humin. **Soil Science**, v. 166, p. 848–857, 2001. DOI: https://doi.org/10.1097/00010694-200111000-00009.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H. **Substâncias húmicas aquáticas: interações com espécies metálicas**. São Paulo: Ed. Unesp, 2003. 147 p.

ROTH, V. N.; LANGE, M.; SIMON, C.; HERTKORN, N.; BUCHER, S.; GOODALL, T.; GRIFFITHS, R. I.; MELLADO-VÁZQUEZ, P. G.; MOMMER, L.; ORAM, N. J.; WEIGELT, A.; DITTMAR, T.; GLEIXNER, G. Persistence of dissolved organic matter explained by molecular changes during its passage through soil. **Nature Geoscience**, v. 12, p. 755-761, 2019. DOI: https://doi.org/10.1038/s41561-019-0417-4.

SAAB, S. C.; MARTIN-NETO, L. Studies of semiquinone free radicals by ESR in the whole soil, HA, FA and humin substances. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 15, p. 34-37, 2004. DOI: https://doi.org/10.1590/S0103-50532004000100007.

SAIDY, A. R.; SMERNIK, R. J.; BALDOCK, J. A.; KAISER, K.; SANDERMAN, J. Microbial degradation of organic carbon sorbed to phyllosilicate clays with and without hydrous iron oxide coating. **European Journal Soil Science**, v. 66, p. 83-94, 2015. DOI: https://doi.org/10.1111/ejss.12180.

SANDERMAN, J.; BALDOCK, J.A.; AMUNDSON, R. Dissolved organic carbon chemistry and dynamics in contrasting forest and grassland soils. **Biogeochemistry**, v. 89, p. 181-198, 2008. DOI: https://doi.org/10.1007/s10533-008-9211-x.

SANTOS, J. V.; FREGOLENTE, L. G.; MOUNIER, S.; HAJJOUL, H.; FERREIRA, O. P.; MOREIRA, A. B.; BISINOTI, M. C. Fulvic acids from Amazonian anthropogenic soils: Insight into the molecular composition and copper binding properties using fluorescence techniques. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 205, 111173, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111173.

SAVARESE, C.; DROSOS, M.; SPACCINI, R.; COZZOLINO, V.; PICCOLO, A. Molecular characterization of soil organic matter and its extractable humic fraction from long-term field experiments under different cropping systems. **Geoderma**, v. 383, 114700, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114700.

SCHAEFFER, A.; NANNIPIERI, P.; KÄSTNER, M.; SCHMIDT, B.; BOTTERWECK, J. From humic substances to soil organic matter-microbial contributions. In honour of Konrad Haider and James P. Martin for their outstanding research contribution to soil science. **Journal Soils Sediments**, v. 15, p. 1865-1881, 2015.

SCHIMEL, J. P.; WETTERSTEDT, J. Å. M.; HOLDEN, P. A.; TRUMBORE, S. E. Drying/rewetting cycles mobilize old C from deep soils from a California annual grassland. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, p. 1101-1103, 2011. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.01.008.

SCHNITZER, M. Humic substances: Chemistry and Reactions. In: SCHNITZER, M; KHAN, S. U. (ed.). **Developments in Soil Science.** Amsterdam: Elsevier, 1978. p. 1-64.

SCHULTEN, H. R.; SCHNITZER, M. A State-of-the-art structural concept for humic substances. **Naturwissenschaften,** v. 80, p. 29-30, 1993. DOI: https://doi.org/10.1007/BF01139754.

SCHULTEN, H. R.; SCHNITZER, M. Three-dimensional models for humic acids and soil organic matter. **Naturwissenschaften**, v. 82, p. 487-498, 1995. DOI: https://doi.org/10.1007/BF01134484.

SENESI, N., LOFFREDO, E. The chemistry of soil organic matter. **Soil Physical Chemistry**, v. 2, p. 239-370, 1999. DOI: https://doi.org/10.2136/sssabookser8.c1.

SENESI, N.; XING, B.; HUANG, P. M. **Biophysico-chemical processes involving natural nonliving organic matter in environmental systems.** New Jersey: John Wiley & Sons, 2009. 884 p.

SIERRA, M. M. D.; GIOVANELA, M.; PARLANTI, E.; SORIANO-SIERRA, E. J. Fluorescence fingerprint of fulvic and humic acids from varied origins as viewed by single-scan and excitation/emission matrix techniques. **Chemosphere,** v. 58, p. 715-733, 2005. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.09.038.

SIMPSON, A. J.; KINGERY, W. L.; HAYES, M. H. B.; HUMPFER, M. S. E.; KERSSEBAUM, P. D. R.; HOFMANN, M. G. M. Molecular structures and associations of humic substances in the terrestrial environment. **Naturwissenschaften**, v. 89, p. 84-88, 2002.

SIX, J.; CONANT, R. T.; PAUL, E. A; PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturatin of soils. **Plant and Soil**, v. 241, p. 155-176, 2002. DOI: https://doi.org/10.1023/A:1016125726789.

SOARES DA SILVA, L.; CONSTANTINO, I. C.; BENTO, L. R.; TADINI, A. M.; BISINOTI, M. C.; BOSCOLO, M.; FERREIRA, O. P.; MOUNIER, S.; PICCOLO, A.; SPACCINI, R.; CORNÉLIO, M. L.; MOREIRA, A. B. Humic extracts from hydrochar and Amazonian Anthrosol: Molecular features and metal binding properties using EEM-PARAFAC and 2D FTIR correlation analyses. **Chemosphere**, v. 256, 127110, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127110.

SODRÉ, F. F. Química do solo: Uma introdução. **Artigos Temáticos do AQQUA**, v. 1, p. 17-29, 2012.

SONG, X. Y.; SPACCINI, R.; PAN, G.; PICCOLO, A. Stabilization by hydrophobic protection as a molecular mechanism for organic carbon sequestration in maize-amended rice paddy soils. **Science of the Total Environment**, v. 458-460, p. 319-330, 2013. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.04.052.

SPACCINI, R.; PICCOLO, A. Amendments with humified compost effectively sequester organic carbon in agricultural soils. **Land Degradation and Development**, v. 31, p. 1206-1216, 2019. DOI: https://doi.org/10.1002/ldr.3524.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry:** genesis, composition and reaction. New York: John Wiley, 1982. 390 p.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry:** genesis, composition and reaction. 2[rd]. New York: John Wiley, 1994. 390 p.

SUTTON, R.; SPOSITO, G. Molecular structure in soil humic substances: The new view. **Environmental Science Technology,** v. 39, p. 9009-9015, 2005. DOI: https://doi.org/10.1021/es050778q.

TADINI, A. M.; NICOLODELLI, G.; MOUNIER, S.; MONTES, C. R.; MILORI, D. M. B. P. The importance of humin in soil characterisation: a study on Amazonian soils using different fluorescence techniques. **Science of the Total Environment**, v. 537, p. 152-158, 2015.

TADINI, A. M.; NICOLODELLI, G.; SENESI, G. S.; ISHIDA, D. A.; MONTES, C. R.; LUCAS, Y.; MOUNIER, S.; GUIMARÃES, F. E. G.; MILORI, D. M. B. P. Soil organic matter in podzol horizons of the Amazon region: Humification, recalcitrance, and dating. **Science of the Total Environment**, v. 613-614, p. 160-167, 2018.

TADINI, A. M.; NICOLODELLI, G.; MARANGONI, B. S.; MOUNIER, S.; MONTES, C. R.; MILORI, D. M. B. P. Evaluation of the roles of metals and humic fractions in the podzolization of soils from the Amazon region using two analytical spectroscopy techniques. **Microchemical Journal**, v. 144, p. 454-460, 2019.

TADINI, A.; MOUNIER, S.; MILORI, D. M. B. P. Modeling the quenching of fluorescence from organic matter in Amazonian soils. **Science of the total environment**, v. 698, 134067, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134067.

TADINI, A. M.; XAVIER, A. A. P.; MILORI, D. M. B. P.; OLIVEIRA, P. P. A.; PEZZOPANE, J. R. M.; BERNARDI, A. C. C.; MARTIN-NETO, L. Evaluation of soil organic matter from integrated production systems using laser-induced fluorescence spectroscopy. **Soil Tillage Research**, v. 211, 105001, 2021a. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105001

TADINI, A. M.; MARTIN-NETO, L.; GORANOV, A. I.; MILORI, D. M. B. P.; BERNARDI, A. C. C.; OLIVEIRA, P. P. A.; PEZZOPANE, J. R. M.; COLNAGO, L. A.; HATCHER, P. G. Chemical characteristics of soil organic matter from integrated agricultural systems in southeastern Brazil. **European Journal Soil Science**, v. 73, e13136, 2021b. DOI: https://doi.org/10.1111/ejss.13136.

TIPPING, E.; HURLEY, M. A. A unifying model of cation binding by humic substances. **Geochimical Cosmochimica Acta**, v. 56, p. 3627-3641, 1992. DOI: https://doi.org/10.1016/0016-7037(92)90158-F.

TRAVERSA, A.; D'ORAZIO, V.; MEZZAPESA, G. N.; BONIFACIO, E.; FARRAG, K.; SENESI, N.; BRUNETTI, G. Chemical and spectroscopic characteristics of humic acids and dissolved organic matter along two Alfisol profiles. **Chemosphere**, v. 111, p. 184-194, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.03.063.

VALENZUELA, E. I.; CERVANTES, F. J. The role of humic substances in mitigating greenhouse gases emissions: Current knowledge and research gaps. **Science of the Total Environment**, v. 750, 141677, 2021.

VAN DEN BERG, L. J. L.; SHOTBOLT, L.; ASHMORE, M. R. Dissolved organic carbon (DOC) concentrations in UK soils and the influence of soil, vegetation type and seasonality. **Science of the Total Environment**, v. 427-428, p. 269-276, 2012. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.069.

VINCI, G.; MAZZEI, P.; DROSOS, M.; ZACCONE, C.; PICCOLO, A. Molecular characterization of ombrotrophic peats by humeomics. **Chemical and Biological Technologies in Agriculture**, v. 7, 18, 2020. DOI: https://doi.org/10.1186/s40538-020-00184-6.

VON LÜTZOW, M.; KÖGEL-KNABNER, I.; EKSCHMITT, K.; FLESSA, H.; GUGGENBERGER, G.; MATZNER, E.; MARSCHNER, B. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, p. 2183-2207, 2007. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.03.007.

WAGGONER, D. C.; CHEN, H.; WILLOUGHBY, A. S.; HATCHER, P. G. Formation of black carbon-like and alicyclic aliphatic compounds by hydroxyl radical initiated degradation of lignin. **Organic Geochemistry**, v. 82, p. 69-76, 2015.

WAKSMAN, S. A. **Humus origin, chemical composition, and importance in nature.** Baltimore: Williams & Wilkins, 395 p., 1936.

WANG, E.; CRUSE, R. M.; ZHAO, Y.; CHEN, X. Quantifying soil physical condition based on soil solid, liquid and gaseous phases. **Soil and Tillage Research**, v. 146, p. 4-9, 2015.

WANG, X. G.; LI, C.; LUO, Y.; HUA, K. K.; ZHOU, M. H. The impact of nitrogen amendment and crop growth on dissolved organic carbon in soil solution. **Journal of Mountain Science**, v. 13, p. 95-103, 2016. DOI: https://doi.org/10.1007/s11629-015-3556-0.

WEBER, J.; CHEN, Y.; JAMROZ, E.; JAMROZ, E.; MIANO, T. Preface: humic substances in the environment. **Journal of Soils and Sediments**, v. 18, p. 2665-2667, 2018.

WELLS, M. Conductivity-dependent flow field-flow fractionation of fulvic and humic acid aggregates. **Chromatography**, v. 2, p. 580-593, 2015.

WOLF, J. D. **Soil solution chemistry:** applications to environmental science and agriculture. New York: John Wiley, 1994, 360 p.

YAN, J.; MANELSKI, R.; VASILAS, B.; JIN, Y. Mobile colloidal organic carbon: An underestimated carbon pool in global carbon cycles? **Frontiers in Environmental Science**, v. 6, 148, 2018. DOI: https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00148.

YANG, Z.; SINGH, B. R.; SITAULA, B. K. Fractions of organic carbon in soils under different crop rotations, cover crops and fertilization practices. **Nutrient Cycling Agroecosystems**, v. 70, p. 161-166, 2004.

ZECH, W.; SENESI, N.; GUGGENBERGER, G.; KAISER, K.; LEHMANN, J.; MIANO, T. M.; MILTNER, A.; SCHROTH, G. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. **Geoderma**, v. 79, p. 117-161, 1997.

ZSOLNAY, Á. Dissolved organic matter: Artefacts, definitions, and functions. **Geoderma**, v. 113, p. 187-209, 2003. DOI: https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00361-0.

CAPÍTULO 6

Metodologias para avaliar a qualidade de fontes de matéria orgânica

Aline René Coscione
Ruan Carnier
Thiago Assis Rodrigues Nogueira

Introdução

A matéria orgânica (MO) vem sendo estudada há mais de dois séculos em função de seu papel fundamental na regulação de diversos processos na natureza. A MO interfere diretamente nas propriedades do solo, na disponibilidade de nutrientes e na energia para plantas e animais. Seu reservatório é fator chave para o balanço global de carbono (C) e nitrogênio (N) no ambiente (Abbasi et al., 2007; Epron et al., 2015; Chang et al., 2020).

O crescente interesse na determinação dos teores totais e de atributos de qualidade da MO no solo estão relacionados com a busca pela sustentabilidade econômica e ambiental (Kwiatkowska-Malina, 2018; Chew et al., 2019; Sharma et al., 2019; Dhanya et al., 2020). O manejo conservacionista do solo e o aproveitamento agrícola de subprodutos orgânicos são algumas das práticas bem fundamentadas no que diz respeito à manutenção ou ao aumento da MO, que contribui com a qualidade ambiental (Lal, 2014).

O aproveitamento de resíduos orgânicos (dejeto de animais, cama de frango, tortas vegetais, turfa, lodo de esgoto, composto de lixo e subprodutos da agroindústria) além de incrementar a MO do solo, pode melhorar as propriedades químicas, físicas e biológicas. Tais benefícios já foram descritos no Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil, 2010). No entanto, a utilização desses resíduos visando o estoque de C ou o efeito como fertilizante/condicionador do solo está condicionada ao processo de mineralização. Dessa forma, além de conhecer os teores de C orgânico, torna-se necessário avaliar a sua qualidade e dinâmica no ambiente.

A MO é uma mistura heterogênea e quimicamente complexa: contém íons, substâncias simples, compostos orgânicos de elevada estabilidade e estruturas

altamente processadas (Ohno et al., 2019). Conhecer a qualidade da MO é importante para o entendimento da sua composição e do comportamento decorrente da combinação destes componentes, sendo possível avaliar a sua labilidade e estabilidade. As frações lábeis mais sujeitas ao processo de mineralização são responsáveis pelas alterações das propriedades do solo após o uso agrícola de resíduos orgânicos. Por outro lado, a estabilidade tem como foco o material mais resiliente, passível de contribuir para os estoques de C no solo. O comportamento da MO é fundamental para a definição da dose para aplicação de determinado resíduo, além de auxiliar no entendimento das reações, dos processos e do efeito no ambiente (Toosi et al., 2012; Saito; Seckler, 2014; Monda et al., 2017).

A mineralização do material orgânico é determinada por características inerentes às fontes, principalmente do tipo de matriz orgânica (animal ou vegetal), grau de estabilidade (compostado ou *in natura*) e relação C/N, que podem favorecer ou não o consumo da MO pela população microbiana do solo (Sanchez, 2009; Tampio et al., 2016; Chen et al., 2019). De modo atômico, o C é o principal elemento constituinte da MO, cujo reservatório no solo é maior do que aquele estocado na vegetação somado ao da atmosfera (Lehmann; Kleber, 2015). Outros elementos presentes em maior quantidade são O, H, N, P e S, cujos reservatórios na MO são igualmente importantes, visto que, em conjunto com o C, compõem as principais macromoléculas orgânicas como os carboidratos, as proteínas e aminoácidos, entre outros compostos fundamentais (Sparks, 2003).

Os procedimentos para a extração e caracterização da MO foram iniciados na tentativa de sua descrição, mas, rapidamente, percebeu-se que a tarefa não seria trivial. Ao considerar que a MO é constituída principalmente por C, cuja determinação era consideravelmente mais acurada e relativamente robusta, a quantidade da MO passou a ser calculada por meio de fatores de conversão (Minasny et al., 2020). Diversos métodos para determinação de C foram também difundidos na literatura em busca da melhor estimativa possível para a MO, que está concentrada basicamente em duas categorias: combustão a seco e combustão úmida. Ambas possuem vantagens e desvantagens por serem métodos não específicos para as espécies químicas de interesse, que necessitam de cuidados e ajustes para melhor refletir a fração de C da amostra que constitui a MO (C orgânico, Corg), excluindo-se os carbonatos, carvão e outros interferentes mais específicos de cada método empregado. O método da combustão via úmida continua sendo o mais empregado para a determinação do teor de Corg em frações da MO extraídas de solos e materiais orgânicos alternativos. Em outros casos, levando-se em conta a presença de compostos

nitrogenados na MO e sua associação aos compostos mais lábeis, vários métodos vêm sendo utilizados para acessar a labilidade da MO por meio da estimativa do N fitodisponível.

Os procedimentos para determinação da qualidade da MO foram desenvolvidos em amostras de solo, que envolve seu fracionamento por métodos químicos (baseado em propriedade de grupos funcionais) (Swift, 1996) ou físico-dessimétricos (distribuição de partículas de acordo com o tamanho e densidade) (Elliott; Cambardella, 1991), e mais recentemente aplicados a outros materiais orgânicos em busca do entendimento da sua dinâmica após adição ao solo. Partindo da hipótese de que a composição da matéria orgânica do solo possui os mesmos compartimentos que os fertilizantes orgânicos ou resíduos que possam ser empregados com esta finalidade, alguns trabalhos vêm sendo desenvolvidos com o objetivo de ajustar ou validar métodos alternativos para a estimativa do N disponível (Kuhnen, 2013; Pires et al., 2015; Mariano et al., 2017; Carnier et al., 2019; Corbo, 2019).

Embora o fracionamento químico mais conhecido seja baseado na solubilidade da MO, que separa as substâncias húmicas em ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina, vários outros métodos de extração química são relatados na literatura (Olk et al., 2019). Os métodos químicos envolvem a utilização de soluções ácidas, alcalinas ou salinas com o objetivo de extrair seletivamente frações do N presente nos resíduos orgânicos, supondo que a fração extraída seja representativa daquela fitodisponível (Luce et al., 2014; Thomas et al., 2015; Mariano et al., 2017). Em busca de métodos mais próximos às situações reais, são empregados ainda métodos biológicos envolvendo incubações de material orgânico com solo em condições aeróbias e anaeróbias (Cetesb, 1990; Boeira et al., 2011; Brasil, 2020).

Diante do exposto, neste capítulo, realizou-se uma revisão que abordou os principais métodos empregados para a extração da MO e suas frações, bem como os resultados reportados em função de suas aplicabilidades, como foco na qualidade de fontes de MO.

Histórico

Os primeiros registros para estimativas do teor total de MO foram empregados para a caracterização dos solos e datam da segunda parte do século 18. A MO do solo, à época denominada húmus, era estimada pela perda de massa. O método era realizado por meio da queima da amostra em fornos ou estufas entre 110 e 150 °C, sendo a fração volatilizada correspondente à MO, calculada como diferença entre a massa inicial e a massa final. No entanto, devido à falta de padronização e especificidade, além da fração orgânica, outras frações

eram potencialmente volatilizadas como o conteúdo de água, carbonatos e cloretos voláteis, por exemplo. Tornava-se necessário, portanto, corrigir estes erros analíticos, que não eram triviais e que, de fato, resultavam em conteúdo equivocado de MO.

A dificuldade na determinação gravimétrica da MO, após queima, contribuiu para o avanço de métodos fundamentados na determinação do Corg, cuja fração constitui a maior parte da MO, de forma a reduzir os erros anteriores. A primeira determinação de Corg considerada confiável é atribuída a Justus Von Liebig (1803-1873), em meados de 1830. O método consistia na combustão a seco da amostra misturada com óxido de cobre (CuO), utilizado como agente oxidante, em aparelho condensador (Figura 1), cujo dióxido de carbono (CO_2), produto da queima, era recuperado em bulbo contendo solução potássica alcalina e determinado gravimetricamente. Este procedimento permitia uma perda de massa mais seletiva da amostra e revolucionou a maneira de obtenção do Corg, além de contribuir para que o método pudesse ser utilizado rotineiramente em laboratório, se tornando padrão. No entanto, ainda são interferentes as substâncias que possam reagir com o CuO. Desde então, métodos derivados começaram a ser difundidos na literatura, ampliando as fronteiras para determinação do Corg e, consequentemente, da MO.

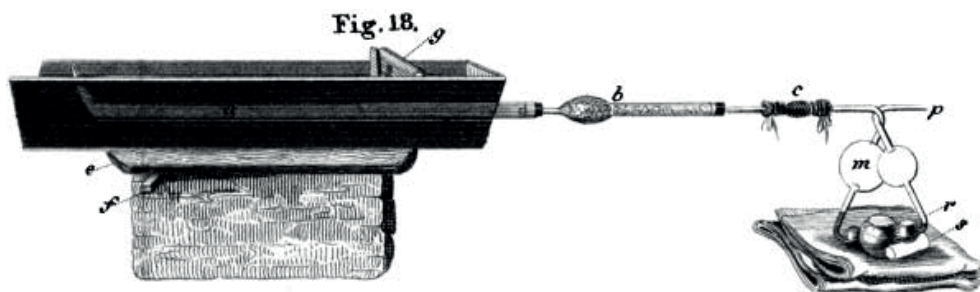



Figura 1. Equipamento para combustão da amostra e obtenção de Corg elaborado por Liebig (Usselman et al., 2005). Principais partes do equipamento: (a) tubo de combustão contendo a amostra e óxido de cobre; (b) tubo com cloreto de cálcio para absorção de água; (c) tubo conector de borracha; (e) tijolo e laje de telha de cerâmica; (g) forno a carvão; (m) bulbo com solução potássica alcalina para absorção do CO_2.
Fonte: Usselman et al. (2005).

Warington e Peake (1880) revisaram em seu trabalho intitulado “On the determination of carbon in soils” os três principais métodos de estimativa da MO do solo utilizados na época (combustão a seco, combustão úmida e

perda de massa). O método de combustão a seco consistia no procedimento clássico proposto por Liebig, enquanto o método de perda de massa baseava-se na estimativa da MO gravimetricamente pela secagem e posterior combustão da amostra em estufas ou fornos. A combustão úmida, por sua vez, partia da oxidação da amostra pela adição de uma solução oxidante em meio ácido, para o qual foram avaliados o dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) e o permanganato de potássio ($KMnO_4$). A oxidação da fração orgânica da amostra de solo ocorria em aparelho de condensação com tubos filtrantes em série e fluxo de ar para carreamento dos gases gerados. No tubo de combustão, um agente oxidante era adicionado à amostra de solo seguido por uma solução de ácido sulfúrico (H_2SO_4). O CO_2 gerado dessa combustão era recuperado em um bulbo contendo uma solução de hidróxido de sódio (NaOH) (previamente pesado) e, por diferença de massa obtida pela formação de carbonato, determinava-se o CO_2. São interferentes desse método todas as substâncias que, à semelhança da MO, possam ser oxidadas pelo dicromato ou permanganato, ou seja, a seletividade em relação ao método via seca era melhor, mas ainda não era o método seletivo. Por outro lado, sem fornecimento adicional de calor, a MO altamente estabilizada também não é consumida. Assim, este foi o primeiro método capaz de estimar a qualidade da MO, ou seja, a MO oxidável.

Partindo da premissa de que apenas a fração orgânica era oxidada e volatilizada, o conteúdo obtido de CO_2 era considerado como o teor de Corg da amostra. A MO, por sua vez, era estimada considerando que 58% de sua composição correspondia ao Corg. Para isso, empregava-se o fator de conversão de 1,724, inicialmente proposto por Emil Theodor Von Wolff (Wolff, 1864) e difundido por Jacob Marten Van Bemmelen (Van Bemmelen, 1890). Warington e Peake (1880) relataram que ambos os métodos de combustão (seco e úmido) se mostraram mais eficientes em relação à estimativa da MO por perda de massa pelo simples aquecimento do solo, pois este último superestimava os valores. No início do século 19, Cameron e Breazeale (1904) analisaram alguns procedimentos para a estimativa da MO e reportaram que o método de combustão úmida pela oxidação da MO se mostrava mais rápido e adaptável à rotina laboratorial em relação aos demais.

Nota-se que, até este momento da história analítica, o Corg do solo era recuperado sob a forma de CO_2 em um bulbo do equipamento contendo solução alcalina e determinado gravimetricamente para posterior conversão em MO utilizando o fator já mencionado. Em 1914, Ames e Gaither (1914), baseando-se nos estudos prévios de Brown e Escombe (1900) e Hall et al. (1906), apresentaram em seu trabalho “Determination of carbon in soils and soil extracts”, uma modificação nos métodos tradicionais de determinação

de Corg e MO que abriria as portas para uma nova era de estimativas da MO e perpetuaria para o futuro. A modificação consistia na substituição da determinação gravimétrica do CO_2 recuperado no bulbo do equipamento condensador pela dupla titulação do extrato utilizando como indicadores a fenolftaleína e o alaranjado de metila. A modificação se mostrou eficiente em ambos os métodos de combustão (seca e úmida) para determinação do Corg e trouxe maior facilidade e rapidez ao processo.

A evolução continuou na proposta de Schollenberger (1927), que trouxe maior simplicidade e operacionalidade. O método consistia na oxidação do Corg presente nas amostras de solo pela combustão úmida com dicromato de potássio, em aquecimento com H_2SO_4 em tubos de digestão, e não mais em equipamento de condensação, corroborando para uma enorme vantagem técnica e, muito provavelmente, econômica. O extrato resultante da digestão era titulado com uma solução de sulfato ferroso amoniacal, tendo a difenilamina como indicador de viragem. Em sequência, o volume de sulfato ferroso consumido na titulação da amostra era subtraído do valor obtido para o controle (branco, sem adição de solo) e a diferença correspondia ao teor de Corg das amostras de solo, que posteriormente era convertido em MO considerando o teor de Corg equivalente a 50%. Schollenberger (1927) observou correlação significativa entre seu método e o procedimento padrão de combustão seca, com resultado satisfatório para a maioria das classes de solos avaliados. Este seria o *background* inicial para os métodos empregados em rotinas de laboratório nos dias atuais.

Algum tempo depois, Walkley e Black (1934), partindo dos trabalhos prévios de Schoollenberger (1927) e Degtjareff (1930), propuseram o método de combustão úmida por oxidação mais conhecido e importante para determinação de MO e, talvez, aquele com maior número de adaptações para as rotinas laboratoriais atuais. Os autores apontaram em seu trabalho as falhas dos métodos anteriores, como a falta de padronização do aquecimento e a superestimação dos valores obtidos de Corg devido a reações imprecisas de oxidação. O método proposto por Walkley e Black (1934) refere-se à oxidação da amostra de solo com dicromato de potássio, H_2SO_4 e água, cujo calor produzido na reação era suficiente para a oxidação da fração orgânica da amostra, sem a necessidade de fonte extra de aquecimento. A sequência consistia na titulação, já conhecida, do excesso de dicromato de potássio no extrato, usando sulfato ferroso amoniacal e difenilamina como indicador. Ao comparar com o método padrão de combustão a seco, Walkley e Black (1934) reportam uma recuperação de Corg equivalente a 76%. Em função dessa recuperação parcial da fração orgânica, eles propuseram a utilização do fator 1,32 para correção e obtenção

do teor total de Corg oxidável. Apesar da necessidade de aplicação de um segundo fator de conversão para obtenção do Corg, além do já conhecido 1,724 para transformação do Corg em MO, o método proposto por Walkley e Black (1934) era fácil, rápido e eficaz para uma série de solos avaliados.

O primeiro método alternativo ao procedimento padrão de titulação com sulfato ferroso para a determinação da MO (Walkley; Black, 1934) foi proposto por Graham (1948). O método consistia na determinação colorimétrica da MO, cujo embasamento se dava pela diferença da coloração do extrato após a oxidação da amostra. O dicromato de potássio no início do processo é de cor laranja e, após a reação de oxidação, torna-se de cor verde, de forma que essa mudança de cor é considerada proporcional ao teor de MO da amostra avaliada. Este método foi modificado logo em sequência por Carolan (1948), que inseriu uma etapa de filtração do extrato após a digestão. Essa simples, embora crucial etapa, trouxe muito mais rapidez ao processo e precisão às leituras das amostras, facilitando para as rotinas laboratoriais e eliminando a necessidade de titulação.

Paralelamente aos estudos de determinação do Corg para estimativa da MO, a obtenção de frações húmicas em materiais orgânicos (Thiessen; Engelder, 1930) e a caracterização desses compartimentos no solo (Forsyth, 1947a), bem como a avaliação das frações mineralizáveis da MO para análise de nutrientes (Barrow, 1960; Stanford; Smith, 1972) foram pesquisados e reportados na literatura científica. Estes métodos desenvolvidos e modificados ao longo de vários anos, constituíram o banco de informações e a linha de partida para novas pesquisas, e os procedimentos empregados atualmente para a determinação da MO, em que muitos dos princípios permanecem atuais.

Avaliação da qualidade de fontes de matéria orgânica

Atualmente, diversos protocolos e manuais descrevem os procedimentos para a determinação da MO por meio da decisão do Corg oxidado com dicromato, como por exemplo, a norma nº 498 de 2020 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) atribuída para a caraterização de resíduos orgânicos (Brasil, 2020), além dos documentos do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) específicos para os fertilizantes (Brasil, 200, 2017). Os métodos descritos nestes protocolos variam em tempo de aquecimento, tamanho da amostra utilizada e concentração das soluções ácidas e dicromato. Ressalta-se que nem sempre estas metodologias produzem resultados similares estatisticamente. Embora haja alternativas instrumentais representadas pelos analisadores elementares automatizados com diferentes configurações, bem como outras tecnologias inovadoras, o método com

dicromato ainda é o mais utilizado devido ao baixo custo e tradição do uso, ignorando os riscos operacionais e ambientais associados ao uso do cromo. Além destes, métodos alternativos e procedimentos baseados em estudos contemporâneos têm sido amplamente utilizados procurando caracterizar os materiais orgânicos quanto a sua qualidade, conforme a informação que se deseja (labilidade/estabilidade). Nos próximos tópicos serão discutidas metodologias empregadas com esta finalidade.

Matéria orgânica total (oxidável)

O acesso ao conteúdo total de MO nos solos e em materiais orgânicos permite avaliar o potencial para disponibilizar nutrientes (principalmente N e B) e o tamanho do reservatório de carbono, bem como aferir/planejar o manejo na área agrícola. Os métodos padrão utilizados atualmente para determinação do conteúdo total de MO são divididos basicamente em duas categorias: perda de massa por combustão (mufla) e combustão úmida. O método da mufla, ilustrado por Nelson e Sommers (1983), permite a quantificação da MO sem a utilização de fatores de transformação, e consiste na quantificação da fração orgânica evoluída a CO_2 em função do aquecimento. Inicialmente as amostras são aquecidas a 105 °C para eliminar a umidade. Em seguida, a amostra é submetida à combustão em equipamento do tipo forno mufla. A temperatura de 400 °C foi tomada como padrão por ser suficiente para decompor a MO, sem volatilizar a fração mineral da amostra, prevenindo contra valores superestimados. Nelson e Sommers (1983) estabeleceram um período de 16h para a combustão, mas outros trabalhos reportam a viabilidade para combustões a 500–550 °C por um período entre 2 a 3h (Melo et al., 2008; Carmo; Silva, 2012).

O segundo procedimento consiste no método indireto por combustão úmida, baseado no protocolo clássico de Walkley e Black (1934) e suas derivações, em que se obtém o teor de Corg. Este método consiste na degradação da MO facilmente oxidável ou decomponível no solo e, portanto, retorna o teor total do Corg oxidável, excluindo carvões e carbonatos, que deve ser sempre menor ou igual ao teor de carbono total da amostra (Quaggio; Raij, 2001). Dessa forma, para compensar a combustão incompleta da amostra e a extração da Corg emprega-se o fator 1,32 e, em seguida, o fator 1,724 para conversão em MO. Observado a subjetividade em se utilizar dois fatores para a estimativa da MO, Nelson e Sommers (1983) propuseram uma derivação do método de Walkley e Black (1934) com o uso de aquecimento em chapa, para auxiliar na degradação da fração orgânica, aproximando-se da combustão completa e eliminando a necessidade da aplicação do fator 1,32. Quaggio e Raij (2001)

apresentaram a determinação colorimétrica da MO baseando-se na leitura da cor verde do extrato após a redução do Cr^{6+} a Cr^{3+}devido a oxidação da fração orgânica. Este método substitui ainda o dicromato de potássio pelo dicromato de sódio ($Na_2Cr_2O_7$) devido a maior solubilidade deste último.

Os subprodutos orgânicos, por sua vez, apresentam matriz orgânica heterogênea e consideravelmente diferente do solo, de forma que os critérios para a estimativa da MO com base no teor de Corg, obtido por oxidação úmida, devem ser diferentes. A combustão úmida empregada para a obtenção do Corg em resíduos orgânicos é geralmente baseada nos métodos de Nelson e Sommers (1983; 1996) e Yeomans e Bremner (1988), que realizam a oxidação da fração orgânica por dicromato em chapa de aquecimento.

Carmo e Silva (2012) quantificaram o Corg e MO em 40 materiais orgânicos distintos pelos métodos de mufla e oxidação úmida, respectivamente. Ao comparar os resultados de MO e Corg, os autores obtiveram um fator de conversão médio de 2,6 ± 0,3. Partindo-se do mesmo princípio e calculando-se o fator para os dados de Melo et al. (2008) e Chacón et al. (2011), que caracterizaram a matriz orgânica de diferentes materiais orgânicos, foram obtidos os valores médios de 2,5 ± 1,0 e 1,8 ± 0,3, respectivamente. Verifica-se, portanto, que embora os fatores de conversão se apresentem como uma alternativa para estimativa da MO em materiais orgânicos, estes podem ser bastante variáveis dependendo dos materiais avaliados, contribuindo para que o método por combustão em mufla seja o mais indicado pela sua facilidade e acurácia, sem a necessidade de se usar fatores de conversão para estimar a MO. Além disso, no método de combustão úmida, emprega-se como agente oxidante o dicromato, cuja espécie Cr^{6+}e sua forma reduzia Cr^{3+}representam sérias limitações ambientais em função de suas toxicidades e potencial cancerígeno, principalmente o cátion hexavalente (Hu et al., 2020).

Matéria orgânica solúvel em água

A MO solúvel em água corresponde a fração mais lábil do compartimento orgânico total e, embora represente fração menor desse total, é composta por carboidratos, proteínas e compostos transformados de baixo peso molecular (Gonet; Debska, 2006; Kosobucki; Buszewski, 2014), que desempenham papel fundamental como fonte de energia para os microrganismos e no transporte de nutrientes e contaminantes no perfil do solo (Gigliotti et al., 2002). A extração da MO solúvel pode ser obtida simplesmente misturando e agitando a amostra em água, numa razão pré-determinada, seguido de centrifugação e filtração. Pode haver, no entanto, diferenças entre a extração em água fria e quente, o que deve ser considerado na determinação, conforme o objetivo desejado. Por

exemplo, Sparling et al. (1998) avaliaram diversos tipos de solo e relataram que a água fria não é suficiente para extrair a fração de Corg solúvel da biomassa microbiana. No entanto, reportaram que a água aquecida a 70 °C se mostrou eficiente na quantificação dessa fração, correlacionando com os métodos tradicionais de extração do C microbiano.

Wang e Wang (2011) também reportaram a alta correlação entre a MO solúvel em água quente e o Corg da biomassa microbiana, e consideraram este método a melhor opção para a obtenção da fração lábil da MO em solos subtropicais. Gregorich et al. (2003) avaliaram as características da MO solúvel extraída em água fria e quente (80 C por 16h) em solos sob diferentes manejos e culturas. Os autores verificaram que o Corg solúvel em água fria representou entre 1,1% e 1,7% do Corg total do solo. No entanto, quando comparado à extração por água quente, os valores de Corg solúvel em água fria foram cerca de duas vezes menores. Esses autores observaram também que o conteúdo de Corg solúvel em água apresentou correlação diretamente proporcional com o teor de N orgânico solúvel, e este conteúdo solúvel total (quente + fria) correspondeu entre 4% e 7% do teor de N total do solo. Além do N solúvel, a água quente é o principal método empregado na extração do boro (B) em solos, nos quais a MO é o maior reservatório deste elemento (Abreu et al., 1994).

A MO solúvel em água, como visto, representa uma importante fração sob o ponto de vista funcional, contribuindo com a fertilidade do solo, atividade microbiana e dinâmica de elementos potencialmente tóxicos. Kuiters e Mulder (1993) coletaram a MO solúvel em água em amostras de solos e adicionaram os extratos em vasos que, após quatro semanas, foram avaliados quanto à solução de equilíbrio. Os autores observaram o incremento do Corg dissolvido e a solubilização de nutrientes como cobre (Cu) e ferro (Fe). Além da fertilidade, a MO solúvel interfere diretamente nos atributos físicos do solo. Em pesquisa realizada com o objetivo de avaliar os efeitos da MO solúvel em água quente, na estabilidade de agregados em solo argiloso sob diferentes manejos, foi evidenciado que a estabilidade dos agregados foi proporcional ao Corg solúvel extraído (Neves et al., 2006).

A fração da MO solúvel em água pode auxiliar na avaliação de materiais orgânicos que serão adicionados ao solo, fornecendo informações sobre a estabilidade e a disponibilidade de nutrientes e, consequentemente, os efeitos desses materiais no desenvolvimento das plantas. Estudo que avaliou a MO solúvel em água, extraída de compostos orgânicos, e o efeito dos extratos no desenvolvimento de plantas em laboratório, demonstrou que a MO solúvel forneceu, proporcionalmente, o mesmo teor de C e N, e representou uma fração prontamente disponível (Monda et al., 2017). Ainda, segundo esses autores, a

MO solúvel provinda dos compostos afetou positivamente a germinação das sementes de milho, bem como a elongação de raízes e a produção de matéria seca, atuando como uma substância bioativa.

Após a caracterização da MO solúvel em água de lodo ativado, antes e depois de pré-tratamentos térmicos para avaliar a biodegradabilidade anaeróbia do material, verificou-se que os tratamentos térmicos foram eficientes em aumentar a fração solúvel da MO (proteínas e açúcares), e favoreceu a decomposição anaeróbia do material (Eskicioglu et al., 2006). Em trabalho de caracterização da fitodisponibilidade de N em resíduos orgânicos que avaliou a extração da MO solúvel em água quente para determinação do N disponível, notou-se que o N presente na MO solúvel variou de 0,5% a 7,5% do N total (Corbo, 2019). Nessa mesma pesquisa, a autora comenta que os resultados servem de indicativo sobre a matriz orgânica do material e, consequentemente, sobre sua labilidade, que influencia no fornecimento de N prontamente disponível para absorção das plantas.

Portanto, a MO solúvel em água representa a fração com maior facilidade de acesso e de extração, cujos métodos são consideravelmente simples de serem empregados em laboratório, e fornecem um subsídio rápido para uma caracterização básica de materiais orgânicos.

Matéria orgânica solúvel em solução salina

Assim como a MO solúvel em água, a fração solúvel em meio salino representa um compartimento lábil, que corresponde aos compostos trocáveis, adsorvidos ionicamente, e outros prontamente disponíveis, extraídos sem que haja a degradação drástica da MO. A extração da MO solúvel em solução salina é mais próxima do sistema complexo que é o ambiente edáfico e, além disso, essas soluções padronizam a concentração de sais no processo de extração da amostra, e melhora a repetibilidade da análise e a comparação de resultados (Provenzano et al., 2010). Bremner e Lees (1949), avaliaram a extração da MO em solos por meio de soluções salinas neutras, em que o pirofosfato de sódio ($Na_2H_2P_2O_7$) se mostrou mais eficiente, e não foi verificado efeito significativo do tempo, da temperatura e do volume do extrator. A extração da MO foi, no entanto, diretamente proporcional ao pH do extrato, de forma que os autores sugeriram um valor de 8 como limite superior para o pH, de forma a não comprometer a integridade da amostra. Os autores recomendaram, ainda, que para uma extração ser eficiente, há a necessidade do cátion do extrator ser monovalente, ou seja, ser sódio, potássio ou amônio.

O método tradicional para extração das formas inorgânicas (amoniacal e nítricas) de N ($N-NH_4^+$ e $N-NO_2^-$ + $N-NO_3^-$, respectivamente) presentes na fração solúvel da MO, por exemplo, emprega uma solução de cloreto de potássio (KCl) 1 mol L^{-1}(Bremner; Keeney, 1966; Cantarella; Trivelin, 2001), que depois são recuperadas por destilação e determinadas por titulometria.

Pesquisas já evidenciaram que a MO solúvel em cloreto de cálcio ($CaCl_2$) pode auxiliar na avaliação dos efeitos dos manejos na distribuição da MO nos solos e em seus horizontes, sendo que o manejo intensivo pode contribuir para a redução deste atributo (Provenzano et al., 2010). Silva et al. (2011) relataram que a fração lábil da MO é útil para avaliar alterações no solo que ocorrem em curtos períodos de tempo, e que não seriam possíveis de se observar pelos teores totais. Estes autores avaliaram a interferência de diferentes manejos comparados a uma área nativa na disponibilidade da MO lábil no solo, extraída por $KMnO_4$ 0,033 mol L^{-1}. Segundo os autores, os sistemas conservacionistas como integração-lavoura-pecuária e plantio direto aumentaram a disponibilidade de C e N na fração lábil da MO, tendendo a se igualar à área nativa, utilizada como referência em conservação. Soluções salinas também são empregadas para a dispersão inicial da MO em procedimentos de fracionamento físico-densimétrico, cuja separação, posteriormente, ocorre por peneiramento, sedimentação ou por densidade (Elliott; Cambardella, 1991). Nestes procedimentos, as principais soluções salinas utilizadas são politungstato de sódio, iodeto de sódio, brometo de zinco e as frações são comumente divididas em leves (livres/mais lábeis) e pesadas (complexos organominerais/ estáveis) (Roscoe; Machado, 2002).

Com relação à caracterização de materiais orgânicos, a extração salina da MO é também empregada para a obtenção de informações pertinentes. Por meio da avaliação do teor de N disponível na MO extraída em resíduos orgânicos por três soluções salinas: KCl quente, bicarbonato de sódio ($NaHCO_3$) e $KMnO_4$, pôde-se verificar que o N presente na fração da MO extraída por $NaHCO_3$ correlacionou-se com as espécies inorgânicas de N ($N-NH_4^+$ e $N-NO_2^-$ + $N-NO_3$), que, por sua vez, são as espécies absorvidas pelas plantas (Corbo, 2019). De forma semelhante, a autora observou correlação significativa entre o N presente na fração extraída pelo $KMnO_4$ e a fração mineralizável de N obtida em experimento de incubação aeróbia. Esses resultados são muito úteis para a caracterização do conteúdo de N em resíduos orgânicos a serem destinados no solo agrícola, visto que fornecem informações sobre a disponibilidade às plantas e podem balizar a recomendação da dose para aplicação. Além disso, do ponto de vista prático, a extração da fração da MO correspondente ao N, potencialmente mineralizável por método químico, é muito mais rápida e viável economicamente em relação aos métodos biológicos de incubação.

Matéria orgânica solúvel em ácido

A MO é, historicamente, fracionada em ácidos fúlvicos, húmicos e humina, dependendo da solubilidade em meio ácido/alcalino, alcalino ou de natureza insolúvel, respectivamente. Os ácidos fúlvicos, correspondente à fração solubilizada em meio ácido e em meio alcalino, mas diferentemente das frações lábeis extraídas com água ou em solução salina, compõem o grupo das substâncias húmicas presentes na MO (Strosser, 2010). Os ácidos fúlvicos compreendem compostos de baixo peso molecular, distribuídos em grupos fenólicos, carboxílicos e grupos aromáticos em menor número (Caron et al., 2015) e sua extração pode ser feita de forma simples usando soluções ácidas.

A extração dos ácidos fúlvicos em solos foi avaliada por Forsyth (1947b) por meio de procedimento de solubilização das amostras em ácido clorídrico (HCl). Após extraído, o extrato correspondente aos ácidos fúlvicos foi adsorvido em carvão e após a utilização de diferentes extratores [acetona (C_3H_6O), água destilada, NaOH], este foi ainda subdividido em quatro frações. A composição básica das frações encontrada pelo autor consistia, principalmente, em polissacarídeos como pentoses e outros grupos. Forsyth (1950), continuando uma série de trabalhos relacionados às frações da MO, extraiu os polissacarídeos em amostras de diferentes tipos de solos (Forsyth, 1947b) e caracterizou estes solos tanto por cromatografia quanto por titulometria. O autor verificou que os polissacarídeos ocorrem principalmente como os açúcares galactose, glicose, manose, arabinose e xilose, que representam, por sua vez, uma fração solúvel da MO do solo. Stevenson (1965) empregou uma extração sequencial para a caracterização da MO em solos, cujas frações hidrolisadas com HCl e H_2SO_4 corresponderam, respectivamente, aos compostos de celulose e hemicelulose.

Mclauchlan e Hobbie (2004) extraíram a MO hidrolisável em HCl 6 mol L^{-1} em amostras de 33 solos, determinando o Corg na, fração resultante. Os autores observaram que o Corg hidrolisável em meio ácido correspondeu, em média, a 55% do total de C dos solos estudados. Embora os autores tenham observado correlação positiva entre o Corg hidrolisável e o C da biomassa microbiana, estes argumentam que a fração extraída por ácido corresponde a um conteúdo além da fração lábil, o que condiz, de fato, com a definição dos ácidos fúlvicos como parte das substâncias húmicas. Rovira e Valejjo (2007) extraíram a MO solúvel em ácido em dois procedimentos para a caracterização dos horizontes em diferentes solos. O primeiro consistiu na extração única com HCl 6 mol L^{-1}, cujo resíduo da hidrólise correspondeu a MO não hidrolisável (recalcitrante), enquanto o segundo procedimento consistiu na extração sequencial com H_2SO_4 2,5 mol L^{1} e 13 mol L^{-1} para obtenção de dois compartimentos hidrolisáveis da MO (I e II), cujos extratos foram analisados quanto aos carboidratos e

polifenóis. Os autores observaram que os carboidratos e polifenóis estão presentes em maior quantidade no compartimento menos estável (I) e são proporcionais aos teores de Corg nos solos. Os autores evidenciaram ainda que o Corg se torna menos recalcitrante ao longo do perfil dos solos estudados, sendo este um fator importante em se considerar na análise.

O método considerado apropriado para a maioria dos solos para a extração das substâncias húmicas e, consequentemente, dos ácidos fúlvicos é proposto pela Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas, cujo procedimento é descrito por Swift (1996). O método consiste na extração sequencial da fração dos ácidos fúlvicos em função da solubilização da MO em HCl, seguido pela purificação do extrato em colunas com resina própria (XAD-8). Essa, talvez, seja a maior desvantagem desse método, cuja especificidade necessária para a purificação pode se apresentar como uma limitação para determinação em laboratório. Benites et al. (2017) descrevem um método consideravelmente mais simples e adaptável ao laboratório. O procedimento inicia com solubilização da amostra em NaOH 0,1 mol L^{-1} e separação do sobrenadante. Este sobrenadante é, então, acidificado para uma faixa de pH entre 1 e 2 com H_2SO_4 e o sobrenadante desse novo extrato é separado por centrifugação/ filtração e corresponde aos ácidos fúlvicos.

O procedimento adotado pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Brasil, 2017) para a obtenção da fração da MO solúvel em ácido (ácidos fúlvicos) em fertilizantes orgânicos segue a mesma premissa do método descrito acima. Inicialmente a amostra é solubilizada por uma solução de $Na_2H_2P_2O_7$ 0,1 mol L^{-1} e NaOH 0,1 mol L^{-1}, cujo sobrenadante, separado por centrifugação, corresponde ao extrato húmico total. Em seguida adiciona-se H_2SO_4 a 20% para ajuste do pH até valor de 1,0 e prossegue-se com período para decantação, seguido de centrifugação e filtração para separação dos ácidos fúlvicos no sobrenadante. No procedimento do MAPA, após a extração das frações, é determinado o teor de Corg pelo método de oxidação por dicromato.

Essas substâncias húmicas também constituem a matriz dos resíduos orgânicos, de forma que a adição desses materiais ao solo acarreta em alterações na MO e suas frações. Canellas et al. (2001), por exemplo, avaliaram o efeito da adição do composto de lixo e do lodo de esgoto na distribuição da MO em Latossolo e Argissolo Vermelhos após 24 semanas de incubação. Os autores extraíram as substâncias húmicas, cujos ácidos fúlvicos foram obtidos pela solubilização das amostras em HCl 6 mol L^{-1}. Os autores observaram que a MO dos solos avaliados é constituída em maior proporção por frações não humificadas (matéria orgânica leve), enquanto em relação as substâncias húmicas, os ácidos fúlvicos correspondem à fração de maior ocorrência. Eles

relataram também que os resíduos orgânicos tendem a aumentar as substâncias húmicas no solo, principalmente aqueles com maior teor de argila, cuja interação com a fração mineral confere proteção a MO à degradação, aumentando consequentemente a humificação. Por meio da extração sequencial da MO em H_2SO_4 (2,5 mol L^{-1} e 13 mol L^{-1}) para avaliar o grau de decomposição de resíduos vegetas adicionados ao solo, observou-se que a hidrolise ácida se mostrou uma alternativa viável para a caracterização da alteração bioquímica desses materiais (Rovira; Valejo; 2002). Carnier et al. (2019) verificaram que a hidrolise ácida, semelhante ao procedimento proposto por Rovira e Valejo (2002), se mostrou como alternativa para a obtenção da fração da MO em resíduos orgânicos, cujo conteúdo de N extraído correlacionou-se com o teor disponível para a absorção por plantas de milho.

Matéria orgânica solúvel em álcali

Como visto no tópico anterior, a MO é comumente separada em substâncias húmicas em função de sua solubilidade, cuja fração solúvel em meio alcalino, corresponde aos ácidos húmicos. Os ácidos húmicos costumam representar a maior fração das substâncias húmicas, e são compostos por ácidos carboxílicos, ligninas e compostos de alto peso molecular (Caron et al., 2015). Essa fração é obtida pela extração em solução alcalina, seguida de precipitação em meio ácido. Os procedimentos para a extração são descritos nas referências já mencionadas (Swift, 1996; Benites et al., 2017; MAPA, 2017), os quais podem sofrer alguma modificação, a depender da qualidade da MO que se deseja avaliar.

Os ácidos húmicos presentes no solo, assim como as demais substâncias húmicas, são oriundos da decomposição dos resíduos orgânicos, principalmente derivados de plantas, que, ao longo do tempo, vão se tornando cada vez mais estáveis pelo processo de polimerização natural, até alcançar um estágio de degradação extremamente lenta, tornando-se praticamente inertes (Baldock; Nelson, 2000). Portanto, os ácidos húmicos correspondem a uma MO já em estágio evoluído de degradação, além de compreender compostos naturalmente resistentes à degradação como os polímeros ligno celulósicos. A utilização de soluções alcalinas para extração dessa fração da MO se fundamenta na capacidade de hidrólise da hidroxila, considerando a natureza química dos compostos extraíveis presentes (Xu et al., 2006). Embora seja reportado na literatura que a extração alcalina modifica a MO durante a extração (Rosa et al., 2005), esse ainda continua sendo um importante procedimento para extração das substâncias húmicas e, consequentemente, do ácido húmico.

A extração alcalina da MO é empregada para objetivos distintos. Por exemplo, Xu et al. (2006) empregaram o NaOH na extração de compostos

lignocelulósicos presentes no bagaço de cana-de-açúcar e verificaram uma extração entre 55% e 62% do conteúdo de hemicelulose e entre 55% e 74% do conteúdo de lignina. Os autores relataram que a extração alcalina é eficiente para compostos com maior peso molecular e que essa eficiência é proporcional à temperatura empregada. Saito e Seckler (2014), por sua vez, caracterizaram diferentes turfas quanto à extração de substâncias húmicas por hidróxido de potássio (KOH) para a produção de fertilizantes organominerais. Esses autores avaliaram diversos parâmetros visando obter a extração mais eficiente e aplicável segundo a legislação pertinente para fertilizantes orgânicos. Saito e Seckler (2014) verificaram que o maior estágio de decomposição da turfa, o conteúdo de MO no extrato, bem como o período de extração, foram fatores determinantes para a escolha da turfa como fonte de substâncias húmicas. Corbo (2019) estudou a MO de diversos resíduos orgânicos e verificou que o N presente na fração da MO extraída por NaOH correlacionou-se positivamente com N mineralizado obtido em incubação aeróbia, e se apresentou como método viável para a estimativa da disponibilidade de N em resíduos orgânicos quando adicionados ao solo.

Nos solos, a extração da MO por soluções alcalinas vem sendo estudada por dezenas de anos, principalmente devido a elevada recuperação deste método (80%) (Stevenson, 1994). A principal motivação é a caracterização dessas frações quanto às suas estruturas e a interação com o ambiente, na ciclagem de nutrientes e nos processos químicos (Olk et al., 2019). Miranda et al. (2007) caracterizaram a MO em solos de mata atlântica e antigas áreas de plantio de eucalipto quanto às substâncias húmicas. Os autores observaram menor conteúdo de Corg nas substâncias húmicas em relação ao teor total do solo, indicando uma MO pouco evoluída como consequência da baixa atividade microbiana. A fração respectiva aos ácidos húmicos extraída por NaOH resultou em teores de Corg menor do que nos ácidos fúlvicos, que resultou em valores menores do que 1 para a relação ácidos húmicos/ácidos fúlvicos, o que indica baixa qualidade das substâncias húmicas, conforme reportado por Miranda et al. (2007).

Em trabalho semelhante, porém com solos completamente diferentes, Barros et al. (2012) estudaram o fracionamento da MO em amostras de terra preta de índio bem como suas características. Os autores verificaram que os ácidos húmicos extraídos com NaOH responderam por 9% e 23% do Corg presente nos solos, e que os valores da razão ácidos húmicos/ácidos fúlvicos estiveram superiores a 1, indicando a estabilidade da MO. Barros et al. (2012) reportam ainda que a fração da MO insolúvel em NaOH, correspondente a humina, representou o maior compartimento da MO e o maior conteúdo de Corg, que

variou de 43% a 59%. Esses resultados são coerentes com a concepção da terra preta de índio, que são fragmentos de solos antropogênicos cuja formação ocorreu ao longo do tempo com a deposição de resíduos (restos de animais, alimentos, além de materiais cerâmicos), que ao final eram submetidos à influência do fogo. Esse processo resultava na transformação do Corg em carbono pirogênico, que possui alta estabilidade à decomposição, tornando esses fragmentos de solo mais humificados (Soares et al., 2018).

Verifica-se, portanto, que a extração alcalina, fornece ferramentas para diagnósticos acerca da MO quanto à sua estabilidade, bem como sua qualidade, seja em solos ou materiais orgânicos.

Matéria orgânica avaliada por métodos biológicos

As características da MO são diretamente influenciadas pelos microrganismos que, durante seus processos metabólicos, transformam as estruturas das frações orgânicas, liberam nutrientes e avançam na complexidade das estruturas orgânicas em novas moléculas. A degradação ao longo do tempo pelos microrganismos contribui para a estabilização da MO, que passa a ser processada taxas cada vez mais lentas. Diante disso, o compartimento orgânico passível de ser processado pela biomassa microbiana durante a mineralização tornou-se foco de procedimentos para avaliar a qualidade da MO, com foco na disponibilização de nutrientes e no compartimento de carbono residual (mais estável) no solo.

Os métodos comumente empregados para essas avaliações são os ensaios de incubação, geralmente realizados sob condições de temperatura, umidade e luminosidade controladas, utilizando câmaras do tipo BOD ou salas especialmente montadas para isso. Os produtos da mineralização da MO são tradicionalmente mensurados como CO_2 e sob as formas inorgânicas de N ($N\text{-}NH_4^+$, $N\text{-}NO_2^-$ e $N\text{-}NO_3^-$), que estão diretamente relacionados à fração mais lábil da MO (Bremner et al., 1994). Portanto, quanto maior a fração mineralizável, mais lábil será o material e, consequentemente, maior será a produção de CO_2 e a disponibilização de N mineral. A mineralização pelos microrganismos está fortemente relacionada à composição dos materiais (C, N, outros nutrientes) e às condições do meio (umidade, pH, temperatura) (Masunga et al., 2016; Li et al., 2019). Os resultados alcançados por meio das incubações são muito úteis na avaliação da estabilidade do material orgânico a ser aplicado, no dimensionamento da dose para fornecimento de algum nutriente, nas estimativas de sequestro de carbono devido ao uso do resíduo ou fertilizante orgânico, e na estimativa de emissão de outros gases (CH_4 e N, por exemplo), importantes no balanço de C do sistema de produção.

A fim de avaliar a mineralização da MO mensurada por meio do CO_2, o método tradicional consiste no procedimento descrito pela Cetesb (1990) e por Coscione e Andrade (2006), baseado no método respirométrico de Bartha e Pramer (1965). É uma incubação aeróbia, em que a amostra é mantida em potes herméticos, em conjunto com recipiente contendo NaOH para reação com o CO_2 liberado na decomposição. Ao final, o CO_2 que reagiu com o NaOH é determinado por meio de titulação ou leitura da condutividade elétrica (Rodella; Saboya, 1999). As avaliações aplicadas a materiais orgânicos geralmente são feitas usando mistura com solo. O tempo de incubação, bem como a periodicidade de avaliação, são dependentes da qualidade da amostra avaliada. Com os resultados do C mineralizado pode-se obter a cinética de mineralização do C ao longo do tempo e calcular o C potencialmente mineralizável, geralmente empregando equações não lineares de primeira ordem (Andrade et al., 2013).

Um ensaio de incubação com duração de 37 dias foi realizado a fim de avaliar a diferença entre áreas de Cerrado original, de sistema plantio direto (PD) e de integração lavoura-pecuária (ILP) quanto à degradação da MO e liberação de CO_2 (Loss et al., 2013). Os autores verificaram maior produção acumulada de CO_2 para a área de ILP, o que é atribuído às plantas de cobertura, ao pastejo animal e aos dejetos ali deixados. Esse conjunto favorece a decomposição microbiana da MO e libera, consequentemente, mais CO_2 reduzindo a quantidade de MO do solo, diferentemente dos sistemas com menor intervenção, como o PD e a área nativa. Em estudo que avaliou, durante 91 dias, a emissão de CO_2 em experimento de incubação com amostras de três Argissolos que receberam doses de lodo de esgoto equivalentes a 0, 2 10, 25 e 50 t ha^{-1}(base seca), foram observados incrementos entre 28% e 78% na emissão de CO_2 para a maior dose em relação a dose 0, dependendo do tipo de solo (Andrade et al., 2016). Os autores atribuem a intensa mineralização do C e liberação de CO_2 à labilidade do lodo aplicado, que favoreceu a atividade microbiana e, consequentemente, a degradação da MO. Em pesquisa realizada por 26 semanas que avaliou a decomposição de materiais orgânicos (vermicomposto, estercos de frango e gado, palha de arroz e biocarvão de palha de arroz) quanto à emissão de CO_2 em experimento de incubação no solo, foi verificado que a adição de materiais com taxa de degradação mais lenta ao solo, como o biocarvão, se apresenta como uma prática viável para melhorar a qualidade do solo e sequestrar carbono (Hossain et al., 2017).

A avaliação da MO pela mineralização do N é baseada nos procedimentos de incubação aeróbia de longa duração, que pode ser com ou sem lixiviação (Cetesb, 1999; Coscione; Andrade, 2006), e também pelo método rápido de

incubação anaeróbia (Keeney; Bremner, 1966; Yagi et al., 2009). O procedimento de incubação aeróbia para obtenção do N mineralizado, inicialmente proposto pela Cetesb (1999), tinha como objetivo a obtenção da fração mineralizável de N em lodos de esgoto para o posterior cálculo da dose a ser aplicado no solo agrícola. Esse processo é regulamentado pela Resolução n 498 do Conama (Brasil, 2020), sendo o procedimento de incubação para obtenção do N mineralizado em lodos de esgoto comumente extrapolado para outros materiais orgânicos, visando a aplicação de critérios técnicos na recomendação e uso de uma variedade de insumos orgânicos na agricultura.

No método de incubação aeróbica com lixiviação, o material avaliado é transferido para uma coluna de vidro ou PVC, cujos detalhes da montagem podem ser verificados em Cetesb (1999) e, em seguida, é acondicionado sob condições de temperatura e luminosidade controladas. Em cada tempo de coleta procede-se a etapa de lixiviação com uma solução KCl (volume e molaridade podem variar caso a caso) e o lixiviado é avaliado quanto ao teor de $N\text{-}NH_4^+$ e $N\text{-}NO_2^-$ + $N\text{-}NO_3^-$ por destilação (Cantarella; Trivelin, 2001). Após cada coleta de lixiviado, adiciona-se uma solução nutritiva isenta de N (Cetesb, 1999) e o excesso de umidade é retirado a vácuo para manter o sistema aeróbio. Devido à maior especificidade desse procedimento, o método aeróbio sem lixiviação é uma alternativa relativamente mais simples e, portanto, com maior freqüência de adoção na avaliação do N mineralizado ou mineralizável. No método sem lixiviação, o material avaliado é acondicionado em potes de polietileno ou vidro que permitam a troca gasosa, e a incubação é realizada nas mesmas condições citadas anteriormente de controle de temperatura e luminosidade, além da umidade. Deve-se prever, nesse caso, lotes de potes para desmontagem ao longo das datas de avaliação, incluindo as repetições de cada tratamento avaliado. Nos tempos pré-definidos são realizadas as avaliações das formas minerais de N (Cantarella; Trivelin, 2001), resultantes da mineralização do N da MO. De modo semelhante ao informado para o C, no caso do N também é possível obter a fração potencialmente mineralizável no material avaliado (Cetesb, 1999; Yagi et al., 2009).

A incubação aeróbia para a avaliação do N mineralizável presente na MO é empregada em estudos com diferentes objetivos. Por exemplo, Barreto et al. (2010) avaliaram o N potencialmente mineralizável no solo, inferindo sobre a disponibilidade necessária para atender a demanda de plantas de eucalipto (Barreto et al., 2010). Spargo et al. (2011) estudaram o tipo de manejo na sustentabilidade do solo em função da mineralização da MO mensurada pelo N. A avaliação da MO resistente à decomposição microbiana em materiais orgânicos é descrita por Corbo (2019) e Marzi et al. (2020), enquanto Wu et al.

(2017) pesquisaram o efeito da alteração do manejo no solo na mineralização da MO e na emissão de N_2O.

O N presente na MO pode ainda ser mensurado pelo método de incubação anaeróbia, que consiste em um processo consideravelmente mais rápido e menos trabalhoso para as rotinas de laboratório (Corbo, 2019). Nesse procedimento, amostras do material (solo ou solo + resíduo, dependendo do objetivo), são transferidos para tubos de centrifuga, saturados com água e incubados a 40 °C por sete dias. Após o período de incubação, o sobrenadante é recolhido e a fração mineralizada de N é extraída com KCl e determinada por destilação e titulação (Cantarella; Trivelin, 2001). Em função da mineralização da MO ocorrer em ambiente redutor, as espécies oxidadas de N ($N\text{-}NO_2^-$ + $N\text{-}NO_3^-$) não são obtidas, mensurando-se apenas o N na forma amoniacal (NH_4^+). A aplicabilidade e viabilidade deste método é reportado por Yagi et al. (2009), que observaram correlação positiva entre o N mineralizado obtido em incubação anaeróbia e o teor de MO do solo e por Boeira et al. (2011) e Pires et al. (2015), que relatam a efetividade da incubação anaeróbia na obtenção da fração mineralizável de N em lodos de esgoto. Corbo (2019) também discute a viabilidade deste método em seu trabalho, cuja fração mineralizada de N obtida em resíduos orgânicos por incubação aeróbia e anaeróbia se correlacionaram, de forma que o método anaeróbio se mostrou como uma alternativa rápida e simples para a obtenção da MO mineralizável.

Considerações finais

A determinação e a caraterização da matéria orgânica são fundamentais para o entendimento dos processos regulados, como: a disponibilidade de nutrientes e energia para as plantas e animais, a influência nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, e o balanço entre emissões e sequestro de carbono no solo. A matéria orgânica representa um aglomerado complexo de íons e substâncias orgânicas, com diferentes graus de estabilidade e extratibilidade, o que influencia diretamente na escolha do método para sua avaliação.

Uma diversidade de métodos para a determinação da matéria orgânica está disponível nos protocolos e manuais de caracterização, bem como em publicações da literatura científica pertinente. Os procedimentos devem ser escolhidos com base no objetivo de estudo e são categorizados metodologicamente em função da solubilidade e estabilidade da matéria orgânica. As principais categorias são os compartimentos oxidáveis (semitotal e total), as frações solúveis em água e em soluções salinas, as solúveis em meio ácido e/ou alcalino e as frações hidrolisáveis, além das frações mineralizáveis obtidas usando métodos biológicos. Essas frações, por sua vez, dadas as suas individualidades, fornecem

embasamento técnico-científico para o manejo sustentável na agricultura, o gerenciamento de resíduos e reciclagem de subprodutos orgânicos, entre outras iniciativas que visem, principalmente, a manutenção da qualidade ambiental.

Referências

ABBASI, M. K.; HINA, M.; KHALIQUE, A.; KHAN, S. R. Mineralization of three organic manures used as nitrogen source in a soil incubated under laboratory conditions. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 38, p. 1691-1711, 2007. DOI: https://doi.org/10.1080/00103620701435464.

ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; van RAIJ, B.; BATAGLIA, O. C.; ANDRADE, J. C. Extraction of boron from soil by microwave heating for ICP OES determination. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 25, p. 33213333, 1994. DOI: https://doi.org/10.1080/00103629409369267.

AMES, J. W.; GAITHER, E. W. Determination of carbon in soils and soil extracts. **The Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 6, p. 561-564, 1914. DOI: https://doi.org/10.1021/ie50067a010.

ANDRADE, C. A.; SILVA, L. F. M.; PIRES, A. M. M. COSCIONE, A. R. Mineralização do carbono e do nitrogênio no solo após sucessivas aplicações de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, p. 536-544, 2013. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-204X2013000500010.

ANDRADE, L. C.; ANDREAZZA, R.; CAMARGO, F. A. O. Atividade microbiana em solos sob doses de lodo de estação de tratamento de efluentes de um aterro industrial. **Ciência Rural**, v. 46, p. 267-272, 2016. DOI: https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20140871.

BALDOCK, J. A.; NELSON, P. N. Soil organic matter. In: SUMMER, M. E. (ed.). **Handbook of Soil Science**. Boca Raton - USA: CRC Press, 2000. p. 25-84.

BARRETO, P. N. B.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F.; ALVES, B. J. R.; FONSECA, S. Mineralização de nitrogênio e carbono em solos sob plantações de eucalipto, em uma sequência de idades. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 735-745, 2010. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000300015.

BARROS, K. R. M.; LIMA, H. V.; CANELLAS, L. P.; KERN, D. C. Fracionamento químico da matéria orgânica e caracterização física da terra preta de índio. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 55, p. 44-51, 2012. DOI: http://dx.doi.org/10.4322/rca.2012.037.

BARROW, N. J. Comparison of the mineralization of nitrogen and of sulphur from decomposing organic materials. **Australian Journal of Agricultural Research**, v. 1, p. 960-969, 1960. DOI: https://doi.org/10.1071/AR9600960.

BARTHA, R.; PRAMER, D. Features of a flask and method for measuring the persistence and biological effects of pesticides in soil**. Soil Science**, v. 100, p. 68-70, 1965. DOI: https://doi.org/10.1097/00010694-196507000-00011.

BENITES, V. M.; MACHADO, P. L. O. A.; MADARI, B. E.; FONTANA, A. Fracionamento da matéria orgânica. In: TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (ed.). **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília, DF: Embrapa, 2017. p. 401-414.

BOEIRA, R. C.; MAXIMILIANO, V. C. B. Fração de mineralização de nitrogênio obtida por incubação anaeróbia de lodos de esgoto em solo argiloso. **Ciência Rural**, v. 13, p. 161-169, 2011.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009. Aprova as normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, ed. 173. Seção 1.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF. Seção 1.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - Conselho Nacional do Meio Ambiente Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, ed.161. Seção 1.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Extrato húmico total (EHT), ácidos húmicos e ácidos fúlvicos – Método volumétrico do dicromato de potássio. In: Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos. Brasília, DF: Secretaria de Defesa Agropecuária, 2017. p. 172-176.

BREMNER, J. M.; LEES, H. Studies on soil organic matter: Part II. The extraction of organic matter from soil by neutral reagents. **The Journal of Agricultural Science**, v. 39, p. 274-279, 1949. https://doi.org/10.1017/S0021859600004214.

BREMNER, E.; JANZEN H. H.; JOHNSTON, A. M. Sensitivity of total, light fraction and mineralizable organic matter to management practices in a Lethbridge soil. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 74, p. 131-138, 1994. DOI: https://doi.org/10.4141/cjss94-020.

BREMNER, J. M.; KEENEY, D. R. Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils: 3. Exchangeable ammonium, nitrate, and nitrite by extraction-distillation methods. **Soil Science Society of America Journal**, v. 30, p. 577-582, 1996. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj1966.03615995003000050015x.

BROWN, H. T.; ESCOMBE, F. Static of gases and liquids in relation to the assimilation of carbon and translocation in plants. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 193, p. 223-292, 1900. DOI: https://doi.org/10.1098/rstb.1900.0014.

CAMERON, F. K.; BREAZEALE, J. F. The organic matter in soils and subsoils **Journal of the American Chemical** B, v. 26, p. 20-45, 1904. DOI: https://doi.org/10.1021/ja01991a003.

CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A.; RUMJANEK, V. M.; MORAES, A. A.; GURIDI, F. Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, p. 1559-1538, 2001. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-204X2001001200010.

CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P. C. O. Determinação de nitrogênio inorgânico em solo pelo método da destilação a vapor. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. (ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2001. p. 270-276.

CARMO, D. L.; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1211-1220, 2012. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000400015.

CARNIER, R.; BERTON, R. S.; COSCIONE, A. R.; PIRES, A. M. M., CORBO, J. Z. Método da hidrólise ácida na disponibilidade de nitrogênio em resíduos orgânicos. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 42, p. 619-627, 2019. DOI: https://doi.org/10.19084/rca.15278.

CAROLAN, R. Modification of Graham's method for determining soil organic matter by colorimetric analysis**. Soil Science**, v. 66, p. 241-248, 1948.

CARON, V. C.; GRAÇAS, J. P.; CASTRO, P. R.C. Condicionador do solo: ácidos húmicos e fúlvicos. **Produtor Rural**, n. 58, 2015.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Solos - determinação da biodegradação de resíduos - Método respirométrico de Bartha – Método de ensaio**. São Paulo, 1990. (Norma Técnica - L6350).

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas: Critérios para projeto e operação**. São Paulo, 1999. 32 p. (Manual Técnico - P4.230).

CHACÓN, E. A. V.; MENDONÇA, E. S.; SILVA, R. R.; LIMA, P. C.; SILVA, I. R.; CANTARUTTI, R. B. Decomposição de fontes orgânicas e mineralização de formas de nitrogênio e fósforo. **Revista Ceres**, v. 8, p. 373-383, 2011. DOI: https://doi.org/10.1590/S0034-737X2011000300019.

CHANG, N.; ZHAI, Z.; LI, H.; WANG, L.; DENG, J. Impacts of nitrogen management and organic matter application on nitrous oxide emissions and soil organic carbon from spring maize fields in the north china plain. **Soil and Tillage Research**, v. 196, 104441, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104441.

CHEN, D.; XING, W.; LAN, Z.; SALEEM, M.; WU, Y.; HU, S.; BAI, Y. Direct and indirect effects of nitrogen enrichment on soil organisms and carbon and nitrogen mineralization in a semi arid grassland. **Functional Ecology**, v. 33, p. 175-187, 2019. DOI: https://doi.org/10.1111/1365-2435.13226.

CHEW, K. W.; CHIA, S. R.; YEN, H. W.; NOMANBHAY, S.; HO, Y. C.; SHOW, P. L. Transformation of biomass waste into sustainable organic fertilizers. **Sustainability**, v. 11, 2266, 2019. DOI: https://doi.org/10.3390/su11082266.

CORBO, J. Z. F. **Métodos para a estimativa do nitrogênio disponível para plantas em resíduos orgânicos**. 2019. 84 f. Tese (Doutorado em Agricultura tropical e Subtropical – Gestão de Recursos Agroambientais) – Instituto Agronômico (IAC), Campinas.

COSCIONE, A. R.; ANDRADE, C. A. Protocolos para avaliação da dinâmica de resíduos orgânicos no solo. In: ANDRADE, J. C.; ABREU, M. F. (ed.). **Análise química de resíduos sólidos para monitoramento e estudos agroambientais.** Campinas: Instituto Agronômico, 2006. p. 159-177.

DEGTJAREFF, W. Determining soil organic matter by means of hydrogen peroxide and chromic acid. **Soil Science**, v. 29, p. 239-246, 1930.

DHANYA, B. S.; MISHRA, A.; CHANDEL, A. K.; VERMA, M. L. Development of sustainable approaches for converting the organic waste to bioenergy. **Science of the Total Environment**, v. 723, 138109, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138109.

ELLIOTT, E. T.; CAMBARDELLA, C. A. Physical separation of soil organic matter. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 34, p. 407-419, 1991. DOI: https://doi.org/10.1016/0167-8809(91)90124-G.

EPRON, D.; MOUANDA, C.; MARESCHAL, L.; KOUTIKA, L. S. Impacts of organic residue management on the soil C dynamics in a tropical eucalypt plantation on a nutrient-poor sandy soil after three rotations. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 85, p. 183-189, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.03.010.

ESKICIOGLU, C.; KENNEDY, K. J.; DROSTE, R. L. Characterization of soluble organic matter of waste activated sludge before and after thermal pretreatment. **Water Research**, v. 40, p. 3725-3736, 2006. DOI: https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.08.017.

FORSYTH, W. G. C. The characterization of the humic complexes of soil organic matter. **The Journal of Agricultural Science**, v. 37, p. 132-138, 1947a. DOI: https://doi.org/10.1017/S0021859600083489.

FORSYTH, W. G. C. Studies on the more soluble complexes of soil organic matter. **Biochemical Journal**, v. 41, p. 176-181, 1947b.

FORSYTH, W. G. C. Studies on the more soluble complexes of soil organic matter. 2. The composition of the soluble polysaccharide fraction. **Biochemical Journal**, v. 46, p. 141-146, 1950. DOI: https://doi.org/10.1042/bj0460141.

GIGLIOTTI, G.; KAISER, K.; GUGGENBERGER, G.; HAUMAIER, L. Differences in the chemical composition of dissolved organic matter from waste material of different sources. **Biology and Fertility of Soils**, v. 36, p. 321-329, 2002. DOI: https://doi.org/10.1007/s00374-002-0551-8.

GONET, S. S.; DEBSKA, B. Dissolved organic carbon and dissolved nitrogen in soil under different fertilization treatments. **Plant, Soil and Environment**, v. 52, p. 55-63, 2006. DOI: https://doi.org/10.17221/3346-PSE.

GRAHAM, E. R. Determination of soil organic matter by means of photoelectric colorimeter. **Soil Science**, v. 65, p. 181184, 1948.

GREGORICH, E. C.; BEARE, M. H.; STOKLAS, U.; ST-GEORGES, P. Biodegradability of soluble organic matter in maize-cropped soils. **Geoderma**, v. 113, p. 237-252, 2003. DOI: https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00363-4.

HALL, A. D.; MILLER, N. H. J.; MARMU, N. The estimation of carbon in soils and kindred substances. **Journal of the Chemical Society, Transactions**. v. 89, p. 595-597, 1906. DOI: https://doi.org/10.1039/CT9068900595.

HOSSAIN, M. B.; RAHMAN, M. M.; BISWAS, J. C.; MIAH, M. M. U.; AKHTER, S.; MANIRUZZAMAN, M.; CHOUDHURY, A. K.; AHMED, F.; SHIRAGI, M. H. K.; KALRA, N. Carbon mineralization and carbon dioxide emission from organic matter added soil under different temperature regimes. **International Journal of Recycling Organic Waste in Agriculture**, v. 6, p. 311-319, 2017. DOI: https://doi.org/10.1007/s40093-017-0179-1.

HU, B.; MA, Y.; WANG, N. A novel water pollution monitoring and treatment agent: Ag doped carbon nanoparticles for sensing dichromate, morphological analysis of Cr and sterilization. **Microchemical Journal**, v. 157, 104855, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.microc.2020.104855.

KEENEY, D. R.; BREMNER, J. M. Comparison and evaluation of laboratory methods of obtaining an index of soil nitrogen availability. **Agronomy Journal**, v. 58, p. 498-503, 1966. DOI: https://doi.org/10.2134/agronj1966.00021962005800050013x.

KOSOBUCKI, P.; BUSZEWSKI, B. Natural organic matter in ecosystems - A review. **Nova Biotechnologica et Chimica**, v. 13, p. 109-129, 2014. DOI: https://doi.org/10.1515/nbec-2015-0002.

KUHNEN, F. **Mineralização de nitrogênio de solos e de resíduo orgânico em laboratório e em campo**. 2013. 75 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Jaboticabal.

KUITERS, A. T.; MULDER, W. Water-soluble organic matter in forest soils. **Plant and Soil**, v. 152, p. 215-224, 1993. DOI: https://doi.org/10.1007/BF00029091.

KWIATKOWSKA-MALINA, J. Qualitative and quantitative soil organic matter estimation for sustainable soil management. **Journal of Soils and Sediments**, v. 18, p. 2801-2012, 2018. DOI: https://doi.org/10.1007/s11368-017-1891-1.

LAL, R. Societal value of soil carbon. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 69, p. 186A-192A, 2014. DOI: https://doi.org/10.2489/jswc.69.6.186A.

LEHMANN, J.; KLEBER, M. The contentious nature of soil organic matter. **Nature**, v. 528, p. 60-68, 2015. DOI: https://doi.org/10.1038/nature16069.

LI, Z.; TIAN, D.; WANG, B.; WANG, J.; WANG, S.; CHEN, H. Y. H.; XU, X.; WANG, C.; HE, N.; NIU, S. Microbes drives global soil nitrogen mineralization and availability. **Global Change Biology**, v. 25, p. 1078-1088, 2019. DOI: https://doi.org/10.1111/gcb.14557.

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; BEUTLER, S. J.; PERIN, A.; ANJOS, L. H. C. Mineralizable carbon, organic carbon and nitrogen in macroaggregates of an Oxisol under different systems soil usages in Cerrado goiano. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, p. 2153-2168, 2013. DOI: http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2013v34n5p2153.

LUCE, M. St.; WHALEN, J. K.; ZIADI, N.; ZEBARTH, B. J.; CHANTIGNY, M. H. Labile organic nitrogen transformations in clay and sandy-loam soils amended with ^{15}N-labelled faba bean and wheat residues. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 68, p. 208-218, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.09.033.

MARIANO, E.; OTTO, R.; MONTEZANO, Z. F.; CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P. C. O. Soil nitrogen availability indices as predictors of sugarcane nitrogen requirements. **European Journal of Agronomy**, v. 89, p. 25-37, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.06.004.

MARZI, M.; SHAHBAZI, K.; KHARAZI, N.; REZAEI, M. The influence or organic amendments source on carbon and nitrogen mineralization in different soils. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 20, p. 177-191, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/s42729-019-00116-w.

MASUNGA, R. H.; UZOKWE, V. N.; MLAY, P. D.; ODEH, I.; SINGH, A.; BUCHAN, D.; DE NEVE, S. Nitrogen mineralization dynamics of different valuable organic amendments commonly used in agriculture. **Applied Soil Ecology**, v. 101, p. 185-193, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.01.006.

MCLAUCHLAN, K. K.; HOBBIE, S. E. Comparison of labile soil organic matter fractionation techniques. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 1616-1625, 2004. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1616.

MELO, L. C. A.; SILVA, C. A.; DIAS, B. O. Caracterização da matriz orgânica de resíduos de origens diversificadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 101-110, 2008. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000100010.

MINASNY, B.; MCBRATNEY, A. B.; WADOUX, A. M. J. C.; AKOEB, E. N.; SABRINA, T. Precocious 19^{th} century soil carbon science. **Geoderma Regional**, v. 22, e00306, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00306.

MIRANDA, C. C.; CANELLAS, L. P.; NASCIMENTO, M. T. Caracterização da matéria orgânica do solo em fragmentos de mata atlântica e em plantios abandonados de eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 906-916, 2007. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000500008.

MONDA, H.; COZZOLINO, V.; VINCI, G.; SPACCINI, R.; PICCOLO, A. Molecular characteristics of water-extractable organic matter from different composted biomasses and their effects on seed germination and early growth of maize. **Science of the Total Environmental**, v. 590-591, p. 40-49, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.026.

NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: PAGE, A. L. (ed.). **Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties, 9.2.2. 2 ed.** New York: Agronomy Monographs, 1983. p. 539-579.

NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: BLACK, C. A. (ed.). **Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods.** Madison: Wisconsin, 1996, p. 961-1010.

NEVES, C. S. V. J.; FELLER, C. KOUAKOUA, E. Efeito do manejo do solo e da matéria orgânica solúvel em água quente na estabilidade de agregados de um Latossolo argiloso. **Ciência Rural**, v. 36, p. 1410-1415, 2006. DOI: https://doi.org/10.1590/S0103-84782006000500010.

OHNO, T.; HESS, N. J.; QAFOKU, N. P. Current understanding of the use of alkaline extractions of soils to investigate soil organic matter and environmental processes. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, p. 1561-1564, 2019. DOI: https://doi.org/10.2134/jeq2019.08.0292.

OLK, D. C.; BLOOM, P. R.; PERDUE, E. M.; MCNIGHT, D. M.; CHEN, Y. FARENHORST, A.; SENESI, N.; CHIN, Y. P.; SCHMITT-KOPPLIN, P.; HERTKORN, N.; HARIR, M. Environmental and agricultural relevance of humic fractions extracted by alkali from soils and natural waters. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, p. 217-232, 2019. DOI: https://doi.org/10.2134/jeq2019.02.0041.

PIRES, A. M. M.; ANDRADE, C. A.; SOUZA, N. A. P.; CARMO, J. B.; COSCIONE, A. R.; CARVALHO, C. S. Disponibilidade e mineralização do nitrogênio após aplicações sucessivas de lodo de esgoto no solo, estimadas por meio de incubação anaeróbica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, p. 333-342, 2015. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-204X2015000400009.

PROVENZANO, M. R.; CARICASOLE, P.; BRUNETTI, G.; NICOLA, S. Dissolved organic matter extracted with water and saline solution from different soil profiles. **Soil Science**, v. 175, p. 255-262, 2010. DOI: https://doi.org/10.1097/SS.0b013e3181e457a6.

QUAGGIO, J. A.; RAIJ, B. van. Determinação da matéria orgânica. In: van; RAIJ, B.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. (ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais.** Campinas: Instituto Agronômico, 2001. p. 173-180.

RODELLA, A. A.; SABOYA, L. V. Calibration for conductimetric determination of carbon dioxide. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 31, p. 2059-2060, 1999. DOI: https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00046-2.

ROSA, A. H.; OLIVEIRA, L. C.; BELLIN, I. C.; ROCHA, J. C.; ROMÃO, L. P. C.; FILHO, N. L. D. Influence of alkaline extraction on the characteristics of humic substances in Brazilian soils. **Thermochimica Acta**, v. 433, p. 77-82, 2005. DOI: https://doi.org/10.1016/j.tca.2005.02.001.

ROSCOE, R.; MACHADO, P. L. O. A. **Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica.** Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. 86 p.

ROVIRA, P.; VALLEJO, V. R. Labile e recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil: an acid hydrolysis approach. **Geoderma**, v. 107, p. 109-141, 2002. DOI: https://doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00143-4.

ROVIRA, P.; VALLEJO, V. R. Labile, recalcitrant, and inert organic matter in Mediterranean forest soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, p. 202-215, 2007. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.07.021.

SAITO, B. SECKLER, M. M. Alkaline extraction of humic substances from peat applied to organic-mineral fertilizer production. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 31, p. 675-682, 2014. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/0104-6632.20140313s00002512.

SANCHEZ, C. Lignocellulosic residues: biodegradation and bioconversion by fungi. **Biotechnology Advances**, v. 27, p. 185-194, 2009. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.11.001.

SCHOLLENBERGER, C. J. A rapid approximate method for determining soil organic matter. **Soil Science**, v. 24, p. 6568, 1927.

SHARMA, B.; VAISH, B.; MONIKA; SINGH, U. K.; SINGH, P.; SINGH, R. P. Recycling of organic wastes in agriculture: an environmental perspective. **International Journal of Environmental Research**, v. 13, p. 409-429, 2019. DOI: https://doi.org/10.1007/s41742-019-00175-y.

SILVA, E. F.; LOURENTE, E. P. R.; MARCHETTI, M. E.; MERCANTE, F. M.; FERREIRA, A. K. T.; FUJII, G. C. Frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica em solos sob integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, p. 1321-1331, 2011. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2011001000028.

SOARES, R.; MADDOCK, J. E. L.; CAMPOS, D. V. B.; MADARI, B. E.; MACHADO, P. L. O. A.; SANTELI, R. E. O Papel das Terras Pretas de Índio no Antropoceno. **Revista Virtual de Química**, v. 10, p. 1659-1692, 2018. DOI: https://doi.org/10.21577/1984-6835.20180113.

SPARGO, J. T.; CAVIGELLI, M. A.; MIRSKY, S. B.; MAUL, J. E.; MEISINGER, J. J. Mineralizable soil nitrogen and labile soil organic matter in diverse long-term cropping systems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 90, p. 253-266, 2011. DOI: https://doi.org/10.1007/s10705-011-9426-4.

SPARKS, D. L. Chemistry of soil organic matter. In: SPARKS, D. L. (ed.). **Environmental soil chemistry.** 2. ed. San Diego - California: Academic Press, 2003. p. 75-113.

SPARLING, G.; VOJVODI -VUKOVI , M.; SCHIPPER, L. A. Hot-water-soluble c as a simple measure of labile soil organic matter: the relationship with microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 30, p. 1469-1472, 1998. DOI: https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00040-6.

STANFORD, G.; SMITH, S. J. Nitrogen mineralization potential of soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 36, p. 465-472, 1972. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj1972.03615995003600030029x.

STEVENSON, F. J. Gross fractionation of organic matter. In: NORMAM, A. G. (ed.). **Methods of soil analysis: Part 2 Chemical and microbiological properties, 9.2.** Soil Science Society of America Journal, 1965. p. 1409-1421.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. 2 ed. New York: John Wiley & Sons, 1994. 512 p.

STROSSER, E. Methods for determination of labile soil organic matter: An overview. **Journal of Agrobiology**, v. 27, p. 49-60, 2010. DOI: https://doi.org/10.2478/s10146-009-0008-x.

SWIFT, R. S. Organic matter characterization. In: SPARKS, D. L.; PAGE, A. L.; HELMKE, P. A.; LOEPPERT, R. H.; SOLTANPOUR, P. N.; TABATABAI, M. A.; JOHNSTON, C. T.; SUMNER, M. E. (ed.). **Methods of soil analysis: Part 3 Chemical methods, 5.3**. Madison: Soil Science Society of America: Madison, 1996. p. 1018-1020.

TAMPIO, E., SALO, T., RINTALA, J. Agronomic characteristics of five different urban waste digestates. **Journal of Environmental Management**, v. 169, p. 293-302, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.01.001.

THIESSEN, G.; ENGELDER, C. J. Isolation of the humic acids. **Industrial and Engineering Chemistry**, v. 22, p. 1131-1133, 1930. DOI: https://doi.org/10.1021/ie50250a031.

THOMAS, B. W.; SHARIFI, M; WHALEN, J. K.; CHANTIGNY, M. H. Mineralizable nitrogen responds differently to manure type in contrasting soil textures. **Soil Science Society America Journal**, v. 79, p. 1396-1405, 2015. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj2015.03.0124.

TOOSI, E. R.; CASTELLANO, M. J.; SINGER, J. W. MITCHELL, D. C. Differences in soluble organic matter after 23 years of contrasting soil management. **Soil and Water Management and Conservation**, v. 76, p. 628-637, 2012. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0280.

USSELMAN, M.; REINHART, C.; FOULSER, K.; ROCKE, A. Restaging Liebig: A Study in the Replication of Experiments. **Annals of Science**, v. 62, p. 1-55, 2005. DOI: https://doi.org/10.1080/00033790410001711922.

VAN BEMMELEN, J. M. Ueber die Bestimmung des Wassers, des Humus, des Schwefels, der in den kolloidalen Silikaten gebundenen Kieselsäure, und des Mangans, im Ackerboden. **Landwirtsch Versuchsstat**, v. 37, p. 279-290, 1890.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, v. 37, p. 29-38, 1934.

WANG, Q.; WANG, S. Response of labile soil organic matter to changes in forest vegetation in subtropical regions. **Applied Soil Ecology**, v. 47, p. 210-216, 2011. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.12.004.

WARINGTON, R.; PEAKE, W. A. On the Determination of carbon in soils. **Journal of the Chemical Society, Transactions**, v. 37, p. 617-625, 1880. DOI: https://doi.org/10.1039/CT8803700617.

WOLFF, E. Entwurf zur bodenanalyse. **Archiv der Pharmazie**, v. 169, p. 85-115, 1864. DOI: https://doi.org/10.1002/ardp.18641690303.

WU, L.; TANG, S.; HE, D.; WU, X.; SHAABAN, M.; WANG, M.; ZHAO, J.; KHAN, I..; ZHENG, X.; HU, R.; HORWATH, W. R. Conversion from rice to vegetable production increases N_2O emission via increased soil organic matter mineralization. **Science of the Total Environment**, v. 583, p. 190-201, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.050.

XU, F.; SUN, J. X.; LIU, C. F.; SUN, R. C. Comparative study of alkali and acidic organic solvent-soluble hemicellulosic polysaccharides from sugarcane bagasse. **Carbohydrate Research**, v. 341, p. 253-261, 2006. DOI: https://doi.org/10.1016/j.carres.2005.10.019.

YAGI, R.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; BARBOSA, J. C. Mineralização potencial e líquida de nitrogênio em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 385-394, 2009. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000200016.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, p. 1467-1476, 1988. DOI: https://doi.org/10.1080/00103628809368027.

Capítulo 7

Matéria orgânica do solo e o equilíbrio global de carbono

Carlos Eduardo Pellegrino Cerri
Thalita Fernanda Abbruzzini
João Luís Nunes Carvalho
Maurício Roberto Cherubin
Leidivan Almeida Frazão
Stoécio Malta Ferreira Maia
Dener Márcio da Silva Oliveira

Introdução

Tem sido crescente a preocupação mundial em relação às mudanças do clima no planeta, decorrentes, principalmente, do excesso de emissões de dióxido de carbono (CO_2) e de outros gases do efeito estufa (GEE), tais como o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O). Em princípio, estes gases são responsáveis pela manutenção da temperatura média da Terra entre 16 e 18 °C, promovendo o chamado "efeito estufa", essencial para a existência da vida no planeta.

Estudos revelam que nos últimos 200 anos a concentração desses gases do efeito estufa na atmosfera, principalmente de CO_2, vem aumentando gradativamente e, de forma mais significativa, nas últimas décadas (IPCC, 2019). Uma das principais consequências é o chamado "aumento do efeito estufa" ou "efeito estufa antrópico" devido a maior reflexão dos raios infravermelhos para a Terra, promovendo um desequilíbrio energético (Figura 1). Particularmente, as concentrações atmosféricas de CO_2 contribuem com, aproximadamente, 60% do forçamento radiativo responsável pela mudança climática antropogênica, desencadeado pelo aumento na concentração atmosférica global de CO_2 de 280 ppm (1700) para 380 ppm (2005), chegando a um máximo de CO_2 atmosférico de 418 ppm em janeiro de 2022 (ESRL Global Monitoring Laboratory, 2022).

De acordo com o mais recente relatório do Painel Intergovernamental para Mudanças do Clima (IPCC, 2019), do período de 1850 a 1900 ao de 2006 a 2015, a temperatura média do ar na superfície da Terra aumentou em 1,53 C, enquanto o aumento da temperatura média global – considerando terras e oceanos – foi de 0,87 C. Esse aquecimento resultou em um aumento da frequência, intensidade e duração de eventos relacionados ao clima, incluindo ondas de calor na maioria das regiões terrestres. A frequência e a intensidade

de secas foram maiores em algumas regiões, incluindo o Mediterrâneo, oeste da Ásia, muitas partes da América do Sul, grande parte da África e nordeste da Ásia, e houve um aumento na intensidade de eventos de fortes chuvas em escala global (IPCC, 2019). Esses fenômenos climáticos intensos geram preocupação em nível mundial em função das inundações, da destruição de infraestrutura de cidades e estradas, das perdas de safra, da queima descontrolada de grandes áreas florestadas e do transtorno gerado para as populações afetadas por esses eventos climáticos extremos.

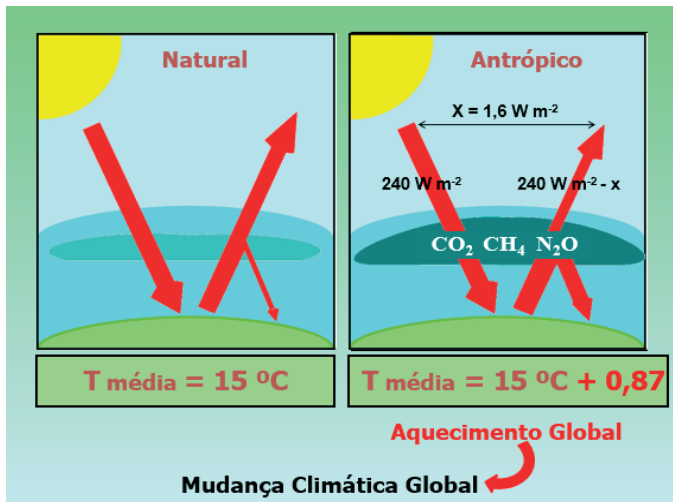



Figura 1. Representação esquemática do efeito estufa natural e magnificado em função da ação antrópica e seus impactos na temperatura (T) média da Terra.
Fonte: IPCC, 2019.

Entre os setores responsáveis pelas emissões de gases do efeito estufa, destacam-se os de uso da terra, mudança de uso da terra e florestas (LULUCF), agropecuária e energia. No Brasil, as emissões de gases do efeito estufa do setor Agropecuário, que inclui fontes como fermentação entérica, manejo de dejetos, uso de fertilizantes nitrogenados e resíduos das culturas, foram responsáveis pela emissão de 487 Tg de CO_2 equivalente (CO_2 eq), o que representa 33,2% das emissões nacionais e um aumento de 6,3% na emissão gases do efeito estufa (GEE) entre 2010 e 2016 (MCTI, 2020). O setor energético é o segundo maior emissor de GEE, uma vez que é responsável por 28,9% das emissões do Brasil. Além disso, esse setor experimentou o aumento de 13,1% nas emissões de GEE entre 2010 e 2016. Por fim, destaca-se o setor LULUCF com 27,1% das emissões nacionais, sendo o setor com maior aumento (57,4%) nas emissões de gases do

efeito estufa neste período (Brasil, 2020), refletindo o desmatamento acelerado que ocorreu em diferentes regiões do Brasil nos últimos anos.

Neste contexto, o Brasil aderiu, em 2015, ao Acordo de Paris e apresentou na Convenção das Nações Unidas para as Mudanças do Clima (United Nations Framework Convention on Climate Change – UNFCCC) suas intenções de redução das emissões, chamadas de iNDC (Intended Nationally Determined Contributions), as quais foram ratificadas em 2016 pela UNFCCC, passando então a ser chamada exclusivamente de NDC (Nationally Determined Contributions). A NDC brasileira assumiu o compromisso de reduzir as emissões em 37% e 43% até 2025 e 2030, respectivamente, em relação às emissões de 2005. Para cumprir esta meta, o Brasil estabeleceu uma série de ações, dentre as quais merece destaque a proposta de aumentar a participação da bioenergia na matriz energética brasileira para aproximadamente 18% até 2030, expandindo o consumo de biocombustíveis e aumentando a oferta de etanol, incluindo a produção de etanol de segunda geração (Brasil, 2015). O Brasil deverá ainda incentivar e apoiar práticas e/ou sistemas de agricultura resilientes de baixa emissão de carbono (C), buscando fortalecer, por exemplo, o Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura (Plano ABC).

Solo e o ciclo global do carbono

O carbono (C) é um elemento vital, pois, juntamente com o oxigênio (O_2), forma o CO_2, que é fixado no processo de fotossíntese, o principal processo natural que sustenta a vida no planeta e que representa o início da cadeia trófica. Dessa forma, o C transita em todas as esferas: atmosfera, biosfera, pedosfera (humosfera), litosfera e hidrosfera. A sua participação se dá tanto na forma de compostos inorgânicos muito simples (CO_2) quanto na estrutura de compostos complexos de tecidos vegetais (celulose, lignina) e animais, além de compostos mais condensados e de maior estabilidade química, como húmus, carvão e petróleo.

Considerando apenas a atmosfera e os ecossistemas terrestres, as estimativas elaboradas pelo IPCC (2019) evidenciam que há entre 730 a 750 Pg de C armazenados na atmosfera (sendo 1 Pg = 10^{15} g ou 1 bilhão de toneladas de C), 470 a 655 Pg de C na vegetação e 1.500 a 2.000 Pg de C no solo até um metro de profundidade. Contudo, cerca de 800 Pg de C estão armazenados somente nos primeiros 30 cm de profundidade dos solos (IPCC, 2019). Esses valores indicam que existe de duas a três vezes mais C nos solos na forma de matéria orgânica, em relação ao armazenado na vegetação, e cerca do dobro do C presente na atmosfera (Figura 2).

Figura 2. Estoques globais de carbono em ecossistemas terrestres.
Fonte: IPCC (2019).

O ciclo global do C se refere às trocas de C dentro e entre quatro reservatórios principais: a atmosfera, os oceanos, a terra e os combustíveis fósseis. O C pode ser transferido de um reservatório para outro em segundos – por exemplo, a fixação de CO_2 atmosférico em açúcar por meio da fotossíntese – ou ao longo de milênios – por exemplo, o acúmulo de C fóssil, como carvão, petróleo e gás, por meio da deposição e diagênese de matéria orgânica.

Os fluxos de C entre o carbono orgânico do solo (COS) e a atmosfera variam em resposta a uma combinação de fatores diretos, como mudanças na cobertura e uso da terra, e indiretos – por exemplo, mudanças climáticas, fertilização com CO_2 e deposição de nitrogênio – associados às atividades antropogênicas e a processos naturais (IPCC, 2019). Pequenas mudanças no estoque de C podem resultar em impactos significativos na concentração de CO_2 atmosférico, ocasionando, consequentemente, mudanças no clima (Heimann; Reichstein, 2008). Ademais, em função da importância da MO para a fertilidade do solo, alterações no estoque de C –aproximadamente 45% da massa seca da MO corresponde ao C – podem afetar a produtividade dos agroecossistemas de maneira significativa (Houghton, 2003).

O solo é considerado um compartimento preponderante no balanço global de C pela UFNCCC e, durante a reunião da COP de Paris em 2015, lançou-se uma iniciativa denominada *4 per 1000 Initiative*. De acordo com esta iniciativa, os solos do planeta (até 2 m de profundidade) acumulam 2.400 Gt de C e um aumento anual de 0,4% (ou 4‰) nos estoques globais de C seria equivalente às emissões anuais de CO_2 causadas pela queima de combustíveis fósseis (8,9 Gt de C) (Minasny et al., 2017). Em outras palavras, este acúmulo de C no solo poderia ser usado para mitigar as emissões de gases de efeito estufa para

a atmosfera, além de proporcionar maior segurança alimentar e aumento da fertilidade do solo.

O potencial de mitigação global devido ao aumento dos estoques de C em solos minerais está estimado entre 0,4 e 8,64 Gt CO_2 ano^{-1} (IPCC, 2019), portanto, bastante variável, pois depende do tipo de solo e seu histórico de manejo, da disponibilidade de recursos, das condições ambientais, além da composição microbiana do solo, entre outros fatores. Em outras palavras, os solos podem atuar na captura e armazenamento do CO_2 presente na atmosfera por meio da implementação de mudanças estratégicas no uso da terra e do manejo do solo, interrompendo o aumento na concentração de CO_2 atmosférico ou até mesmo potencialmente reduzindo a quantidade de CO_2 na atmosfera, com consequente estabilização do aquecimento global.

Estudos recentes que avaliaram o papel do C do solo nas soluções naturais para o clima (Natural Climate Solutions – NCS), as quais consistem em ações de conservação, restauração e manejo da terra para aumentar o armazenamento de C ou evitar as emissões de gases de efeito estufa em ecossistemas terrestres, mostraram que o C representa 25% do potencial das NCS (potencial total de 23,8 Gt de CO_2 equivalente ano^{-1}), dos quais 40% corresponde à proteção e conservação do C existente no solo e 60% consiste na reconstrução dos estoques de C do solo. Considerando o uso do solo, o C compreende 9% do potencial de mitigação das florestas, 72% para zonas úmidas e 47% para agricultura e pastagens (Griscom et al., 2017). Nesse sentido, o C e sua dinâmica são amplamente discutidos na literatura científica em relação ao seu papel na redução das emissões de C e no potencial para remover o CO_2 atmosférico e fornecer serviços ecossistêmicos, além da mitigação das mudanças do clima (Bossio et al., 2020).

Avaliação do carbono armazenado no solo

As avaliações da quantidade de C estocada no solo em um dado ecossistema, bem como as suas relações de troca com a vegetação e atmosfera, são de primordial importância. Em um ecossistema nativo, o estoque de C do solo está supostamente em equilíbrio dinâmico (*steady-state*), ou seja, as entradas e saídas de C se compensam ao longo de um período de tempo. Quando um ecossistema nativo é alterado por atividades antrópicas, o equilíbrio dinâmico é alterado e, normalmente, as entradas são menores do que as saídas ou as taxas de decomposição da matéria orgânica do solo são aceleradas, o que leva a uma redução da quantidade de C estocada no solo.

O estoque de C no solo é ainda influenciado por uma série de fatores que englobam o tipo de solo – sobretudo relativo à fração mineral –, o tipo de vegetação – contribuição da parte aérea e sistema radicular –, o clima – seco/frio

versus úmido/quente – , o relevo – topografia pode privilegiar, por exemplo, acúmulo de C em regiões de baixada –, a biota do solo – população, atividade e diversidade funcional –, as práticas de manejo – práticas conservacionistas como pastagem bem manejada, plantio direto e integração lavoura-pecuária-floresta, tendem a aumentar o C do solo, enquanto pastagens degradadas e uso excessivo de práticas de preparo do solo tendem a reduzir o C do solo (Weil; Brady, 2008).

Considerando os vários fatores que direta ou indiretamente influenciam os estoques de C do solo, sua adequada avaliação é uma atividade complexa e com relativa incerteza. Nesse contexto, várias abordagens foram propostas na tentativa de avaliar as alterações nos estoques de C do solo, sobretudo em função da mudança do uso da terra e/ou adoção de práticas de manejo.

Determinação dos teores e estoques de C no solo

Usualmente, os teores de C no solo podem ser determinados por diferentes técnicas, que podem ser divididas em métodos de oxidação úmida e combustão a seco. O método de oxidação úmida Walkley-Black (Walkley; Black, 1934) é o mais comum para a determinação dos teores de C no solo. Nesse método, um oxidante forte (ex.: dicromato de potássio) reage com a amostra de solo e a dosagem do agente oxidante remanescente é determinada por titulometria com o uso de sulfato ferroso amoniacal (Parron et al., 2015). Várias modificações deste método são propostas, tais como o aquecimento da amostra, o que parece levar a resultados mais precisos (Heanes, 1984; Yeomans; Bremner, 1988). Já o método por combustão a seco utiliza um analisador elementar para oxidar o C em altas temperaturas. Neste método, o C presente na matéria orgânica do solo é queimado e convertido em CO_2, o qual é carreado cromatograficamente e medido em detectores apropriados (Parron et al., 2015). Este método, além de ser mais rápido, é mais preciso e acurado em comparação à oxidação úmida, pois determina tanto o C em formas facilmente oxidáveis quanto o C presente em estruturas dificilmente oxidáveis. No entanto, para solos ricos em carbonatos, recomenda-se analisar o carbono inorgânico (CI) e subtrair o valor obtido do C orgânico (CO), para que o C orgânico não seja superestimado. Por fim, para comparar os resultados obtidos de C no solo pelos métodos de combustão a seco e pelo Walkley-Black, é necessário o uso de um fator de correção para solos brasileiros (Gatto et al., 2009).

A determinação dos teores de C do solo é um ponto relevante para a quantificação dos estoques de C. Além dos teores, é preciso considerar os estoques de C, representado pela massa equivalente em cada camada de solo e a densidade global (aparente) do solo. Os estoques de C são, por convenção, expressos em

massa por área, como Mg de C ha^{-1}. Os estoques são obtidos pela multiplicação do teor de C, expresso em massa por unidade de massa (em g de C kg^{-1} solo), pela densidade aparente da camada do solo (em g cm^{-3} ou Mg m^{-3}) e pela espessura da camada (cm) (Parron et al., 2015). A densidade do solo é fundamental para a quantificação dos estoques de C do solo e para a comparação dos estoques entre diferentes tipos de solo, ao longo do tempo, ou sob diversos usos. Solos com o mesmo teor de C, mas com diferentes densidades, têm diferentes massas de solo, considerando uma mesma camada amostrada, e, portanto, diferem quanto aos estoques de C. Nesse sentido, para comparar os estoques de C do solo entre diferentes áreas, usos da terra e/ou entre diferentes tempos de uso e manejo do solo, é imprescindível a correção dos estoques em função da massa equivalente de solo (Ellert; Bettany, 1995), a qual ajusta as diferenças de massa do solo entre os usos e manejo do solo.

Uso de isótopos estáveis de C e N em avaliações da matéria orgânica do solo

Independentemente das alterações nos estoques de C, avaliar a sua origem permite inferir sobre importantes impactos decorrentes da mudança de uso da terra e manejo. Nesse âmbito, destacam-se as técnicas que utilizam a abundância natural dos isótopos carbono-13 (^{13}C) e nitrogênio-15 (^{15}N) (Ferraz et al., 2009). O uso de técnicas isotópicas permite um melhor entendimento sobre a dinâmica do C em função dos distúrbios ocasionados pelas práticas de manejo do solo (Diochon; Kellman 2009; Oliveira et al., 2016a), visto que gera informações a respeito das possíveis entradas e saídas de C no sistema solo-planta. Em áreas onde a mudança de uso da terra envolveu a conversão de cobertura vegetal composta predominantemente por plantas com ciclo fotossintético C3 para o cultivo da terra com plantas C4 (ex.: floresta nativa para pastagem ou floresta nativa para cana-de-açúcar), é possível estimar a proporção do C do solo derivado da cobertura atual e pretérita utilizando uma medida da proporção dos isótopos estáveis $^{13}C/^{12}C$ (também chamado ^{13}C) (Vitorello et al., 1989), uma importante ferramenta para inferir os efeitos da mudança de uso da terra e manejo sobre a dinâmica do C no solo.

Ferramentas para avaliações qualitativas da matéria orgânica do solo

As mudanças no manejo ou no uso da terra podem promover importantes alterações estruturais na matéria orgânica do solo. Essas alterações, por sua vez, refletem em mudanças nas propriedades do solo e em perdas de C armazenado, podendo reduzir a produtividade das culturas (Martin Neto et al., 2007). Atualmente, existem diversos métodos espectroscópicos aptos a fornecer infor-

mações sobre a natureza química dos compostos orgânicos presentes no solo. Entre os métodos mais utilizados na ciência do solo, destacam-se a ressonância magnética nuclear do ^{13}C (RMN) (Cereta et al., 2008) e a pirólise (Derenne; Quénéa, 2015; Rodríguez et al., 2016).

A espectroscopia de ressonância magnética nuclear permite avaliar os grupos de C, a caracterização estrutural e a determinação do grau de alifaticidade e aromaticidade da matéria orgânica do solo (MOS). Canellas et al. (2007), avaliando a qualidade da matéria orgânica do solo em áreas de cana-de-açúcar, com e sem queima, verificaram aumento no grau de aromaticidade e menor conteúdo de C atribuído a grupos carboxílicos nas amostras de solo oriundas do canavial em que não foi realizada a queima da palhada. Segundo os autores, o principal efeito da preservação da palhada foi o aumento significativo na quantidade de C atribuído a compostos aromáticos, ou seja, de compostos orgânicos com maior grau de condensação.

A pirólise é amplamente utilizada para avaliar mudanças na composição molecular da matéria orgânica do solo (Derenne; Quénéa, 2015; Rodríguez et al., 2016). Além da alta sensibilidade, a análise se destaca pela praticidade, rapidez, operacionalidade e custo-eficácia da sua realização. A pirólise acoplada ao cromatógrafo gasoso e espectrômetro de massa (Pi-CG-EM) permite, por exemplo, identificar biomarcadores de plantas e microrganismos e comparar a natureza e frações orgânicas presentes nos solos e/ou horizontes em um dado perfil de solo, sob diferentes usos e manejos, por meio da combustão direta de amostras de solo (Derenne; Quénéa, 2015).

A matéria orgânica do solo é um complexo conjunto de materiais orgânicos que diferem quanto à composição, disponibilidade para a microbiota e função no ambiente (Carter, 2001). Dessa forma, o fracionamento é uma ferramenta importante para reduzir essa heterogeneidade e auxiliar em estudos de caracterização e quantificação dos compartimentos da matéria orgânica do solo (Roscoe; Machado, 2002). As frações mais lábeis da MOS mostram-se mais responsivas ao cultivo, retratando alterações não perceptíveis nos estoques de C do solo a curto prazo (Blair et al., 1995; Oliveira et al., 2017a), principalmente considerando os diferentes níveis de oxidação e a suscetibilidade à decomposição dos compostos orgânicos presentes no sistema solo-planta.

Apesar do amplo uso do fracionamento baseado na labilidade e recalcitrância bioquímica da MOS, as técnicas de fracionamento físico são menos destrutivas e permitem a separação dos reservatórios da matéria orgânica do solo relacionada com suas características e a dinâmica desta no estado natural do solo (Roscoe; Machado, 2002). O fracionamento físico consiste em separar os diversos reservatórios da matéria orgânica do solo, de forma que possam

ser quantificados e caracterizados, utilizando dois métodos principais, que podem ser combinados entre si: o método densimétrico e o método granulométrico. Roscoe e Machado (2002) indicam que a escolha do método de fracionamento depende do objetivo do estudo. Em um estudo comparativo de degradação do solo, em que se busca verificar se determinado uso do solo está alterando a qualidade ambiental, qualquer um dos métodos atenderia aos objetivos da pesquisa. Por outro lado, quando se trata de estudos que visam acessar a dinâmica e disponibilidade dos diferentes compartimentos da MOS, a associação do fracionamento granulométrico ao densimétrico traria um maior volume de informações.

Por fim, recentemente, avaliações do C orgânico dissolvido (COD) têm recebido maior atenção em estudos sobre os efeitos da mudança de uso e manejo na dinâmica da matéria orgânica do solo (Kaiser; Kalbitz, 2012; Kramer; Chadwick, 2018; Gmach et al., 2020). O COD é uma fração solúvel da matéria orgânica do solo capaz de influenciar a dinâmica e distribuição de C ao longo do perfil no solo. Constituído de compostos lábeis e não lábeis produzidos e exsudados por plantas e microrganismos, tais como ácidos orgânicos, fenóis, açúcares e aminoácidos (Weishaar et al., 2003; Kaiser et al., 2004), o COD tem sua mobilidade diretamente associada ao fluxo de água no perfil de solo. Além de influenciar o transporte de nutrientes, metais e poluentes, essa fração da MOS é fundamental na dinâmica do C em subsuperfície em função de sua maior mobilidade no perfil do solo (Kaiser; Guggenberger, 2000; Kalbitz, 2003; Avneri-Katz et al., 2017).

Além de avaliações quantitativas (ex.: teores de C via combustão a seco), as análises no espectro do ultravioleta visível (UV-Vis) podem ser empregadas para avaliar a reatividade dos compostos orgânicos presentes na fração dissolvida dos solos, cujo desenvolvimento de índices que integram os comprimentos de ondas absorvidos pelas amostras e a concentração do C no solo facilitam a interpretação e a comparação dos resultados (Weishaar et al., 2003; Kalbitz et al., 2005). Além disso, no espectro do infravermelho (400-4000 cm^{-1}), a técnica de espectroscopia no infravermelho com transformação de Fourier (FTIR) possibilita detectar mudanças ocorridas nos grupamentos funcionais constituintes da MOS, além de identificar os compostos e os radicais orgânicos presentes na fração dissolvida dela (Kalbitz et al., 2000; Rodríguez et al., 2016).

Ferramentas para estimativa e predição dos estoques de C no solo

Dentre as principais abordagens existentes para as estimativas das variações de estoques de C, utilizando-se ferramentas ou planilhas de cálculo, pode-se mencionar o sistema proposto pelo *Carbon Benefits Project*,

originalmente desenvolvido pelo "Global Environment Facility" (GEF) e a ferramenta "X-Ante Carbon-balance Tool" (EX-ACT) proposta pela Food and Agriculture Organization (FAO). Adicionalmente, existem os métodos de cálculo baseados nos Tier (nível) 1, Tier 2 e Tier 3 do IPCC (IPCC, 2006). Essas abordagens são úteis para obter informações gerais, mas não substituem uma avaliação mais específica e/ou criteriosa baseada em amostragem de campo e determinação dos teores de C do solo utilizando analisador elementar - método via seca mencionado anteriormente.

O *Carbon Benefits Project* fornece ferramentas para projetos voltados à agropecuária e silvicultura para estimar o impacto de suas atividades na mitigação das mudanças climáticas, contemplando tanto as mudanças nos estoques de C como também as emissões de GEE. Tais ferramentas podem ser usadas em todas as etapas de um projeto e são gratuitas e relativamente fáceis de usar. As ferramentas são divididas em um "módulo simples" e outro "detalhado", e foram desenvolvidas pela Colorado State University, nos Estados Unidos, e por parceiros no âmbito de um projeto cofinanciado pelo GEF e liderado pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUD). O módulo simplificado utiliza valores padrões ("default") extraídos da literatura para as estimativas dos estoques de C e emissões de gases do efeito estufa. Já no módulo detalhado, o usuário precisa inserir informações mais específicas sobre as mudanças de uso da terra e/ou práticas de manejo agrícola, tais como a quantidade aplicada de fertilizante(s), tipo(s) de cultura(s), forma(s) de preparo do solo etc., podendo também inserir fatores de emissão específicos. Ambos os módulos do *Carbon Benefits Project* geram, como resultados, informações gerais sobre a situação avaliada e fornecem as respectivas incertezas associadas às estimativas. Deste modo, tais ferramentas são úteis para a avaliação geral de projetos que, direta ou indiretamente, almejam avaliar os impactos de suas atividades nos estoques de C e emissões de gases do efeito estufa. O próprio projeto sugere que as avaliações mais precisas e que visem monitoramento sejam efetuadas com dados diretamente obtidos em condições de campo e mensuradas para cada situação específica avaliada.

A ferramenta EX-ACT foi desenvolvida pela FAO com o intuito de fornecer uma estimativa prévia do impacto de projetos de desenvolvimento agrícola e florestais nas emissões dos GEE e sequestro de C pelo solo. Assim, a ferramenta usa os valores padrão extraídos dos relatórios do IPCC (tier 1) e/ou coeficientes mais específicos obtidos da literatura para algumas situações associadas a sistemas agrossilvipastoris (tier 2). O usuário tem acesso a um conjunto de planilhas Excel interligadas para efetuar as estimativas dos potenciais acúmulos ou perdas de C e emissão de GEE. Há informações que

permitem conhecer as incertezas associadas a essas estimativas. Similarmente às ferramentas do *Carbon Benefits Project*, o EX-ACT não foi concebido para prover informações detalhadas, tampouco específicas para uma dada situação. Essas ferramentas são úteis para o conhecimento geral das magnitudes dos valores de estoques de C e emissão de GEE de atividades associadas à agropecuária e aos sistemas florestais.

O IPCC classificou as abordagens metodológicas para estimativas nacionais das emissões de GEE e estoques de C em três *tiers* (níveis), de acordo com a quantidade de informações necessárias e o grau de complexidade analítica (IPCC, 2003, 2006). O tier 1 utiliza os fatores de emissão e dados de C do solo padrões ("default") fornecidos pelo IPCC, e deve ser utilizado por países que não possuem dados específicos (medidos) disponíveis. O tier 2 baseia-se na mesma abordagem metodológica que o tier 1, mas preconiza a utilização de fatores de emissão e outros parâmetros medidos do país. Os fatores e parâmetros de emissão específicos do país devem refletir de forma mais apropriada as condições de clima, solo e sistemas de uso da terra do país. Dados de atividades mais altamente estratificadas podem ser necessários para a abordagem do tier 2 para corresponder aos fatores e parâmetros de emissão específicos do país para regiões específicas e categorias especializadas de uso da terra. No tier 3, deve-se utilizar redes de monitoramento temporal e espacial da dinâmica do C e/ou emissão de gases do efeito estufa, ou modelos de simulação, os quais devem ser adaptados para atender às circunstâncias nacionais. Implementados adequadamente, os modelos de simulação podem ser combinados com sistemas de informação geográfica para abranger maiores extensões territoriais. A progressão do tier 1 para o tier 3 pode representar uma potencial redução da incerteza das estimativas para as emissões de gases do efeito estufa e variação nos estoques de C, mas ainda não se equipara às incertezas que foram reduzidas e estavam associadas ao procedimento que preconiza a coleta de amostras no campo, análise em laboratórios especializados e cálculo dos estoques de C.

Além das ferramentas mencionadas, alguns modelos biogeoquímicos de simulação estão disponíveis para simular a dinâmica da matéria orgânica do solo em diferentes ambientes. Os modelos variam desde uma abordagem relativamente simplificada dos fatores que afetam a dinâmica do C até modelos mais complexos, baseados em interações entre os componentes solo, planta e atmosfera (Parton et al., 1998; Del Grosso et al., 2001). Dentre os modelos de maior complexidade, destacam-se o CENTURY (Parton et al., 1998), o DAYCENT (Del Grosso et al., 2001), o DNDC (Li et al., 2000) e o APSIM (Keating et al., 2001).

Os modelos de simulação são alternativas para extrapolar dados sobre a dinâmica do C no solo em escalas temporais e espaciais. Os modelos baseados em processos biogeoquímicos são cada vez mais utilizados para simular os efeitos da mudança de uso da terra e manejo sobre os estoques de C no solo (Del Grosso et al., 2001; Campbell; Paustian, 2015; Oliveira et al., 2017b). Após a devida calibração com informações obtidas a partir de amostragens de campo e determinações em laboratório, esses modelos tornam-se ferramentas mais robustas para investigar os efeitos do manejo sobre MOS em diferentes sistemas naturais ou agrícolas (Parton et al., 1998; Del Grosso et al., 2001).

Práticas agrícolas atenuadoras do aquecimento global

O Brasil é um dos principais produtores de commodities e serviços agrícolas no mundo. O emprego de alta tecnologia e a grande diversidade de suas condições edafoclimáticas oferecem uma série de vantagens para a modernização e o crescimento do setor agropecuário no país, resultando em ganhos significativos de produtividade. No entanto, há um grande potencial para aprimorar os atuais sistemas de uso e manejo do solo, principalmente por meio da adoção de práticas agrícolas conservacionistas que fomentem a proteção e a melhoria das funções ecossistêmicas do solo e promovam a maior sustentabilidade da agricultura a longo prazo.

Dentre as principais estratégias para o aumentar o sequestro de C no solo e, ao mesmo tempo, reduzir as emissões de GEE, são reconhecidas: o sistema de plantio direto, a rotação de culturas e plantas de cobertura, os sistemas integrados de cultivo - como integração lavoura-pecuária (ILP), integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) e agroflorestais -, as pastagem bem manejadas, o agrossistema cana-de-açúcar no sistemas de colheita mecanizada, o uso racional de insumos agrícolas e a utilização de biocarvão.

Sistema plantio direto

Globalmente, cerca de 12% de todo o C do solo é armazenado em áreas agrícolas, num total de 1,87 bilhão de hectares, o que corresponde a, aproximadamente, 12,6% da área terrestre do planeta.

De modo geral, há uma maior preservação da MOS em áreas sob vegetação natural, havendo perdas significativas de C quando estas são convertidas em áreas de cultivo agrícola, principalmente devido às operações de revolvimento do solo que ocorrem de forma intensiva nos sistemas convencionais. Este tipo de preparo do solo promove a ruptura de agregados que expõem a matéria orgânica oclusa, disponibilizando-a para microrganismos decompositores, causando, assim, as perdas do C em forma de CO_2 para a atmosfera (Balesdent et al.,

2018). Essas perdas são mais aceleradas nas regiões de clima tropical, podendo resultar na redução de mais de 50% do estoque de C pré-existente na vegetação nativa em menos de 10 anos após a conversão das áreas de vegetação natural ao uso agrícola (Powlson et al., 2022).

Nesse sentido, o uso de práticas de preparo menos intensivas e de sistema de plantio direto (SPD), que preconizam a ausência ou o mínimo revolvimento do solo, são amplamente difundidos como um dos três princípios ecológicos fundamentais da Agricultura de Conservação, pois incluem a diversificação de espécies por meio da rotação de culturas e cobertura permanente do solo, de modo a garantir o manejo sustentável dos solos agrícolas (Fuentes-Llanillo et al., 2021). O sistema de plantio direto foi introduzido no Brasil a partir da década de 1970, fruto da iniciativa de agricultores do sul do país que visavam formas mais efetiva de manejo do solo, a fim de controlar a erosão generalizada causada pelo revolvimento intensivo dos solos agrícolas (Amado et al., 2006).

A aceitação do sistema de plantio direto foi relativamente lenta, dado que a área sob sistema de plantio direto atingiu cerca de 1 milhão de hectares somente em 1992. No entanto, os agricultores gradualmente começaram a perceber os grandes benefícios da implantação do sistema de plantio direto, o qual exigia menos operações de campo e, portanto, diminuía as despesas com maquinário e combustível, além do fato de contribuir para que as culturas fossem plantadas mais cedo em comparação ao plantio convencional, e de contribuir para a conservação do solo e da água. Além disso, existem benefícios que perpassam pelo manejo do solo que levaram ao desenvolvimento do sistema de plantio direto no Brasil, por exemplo, a prevenção do selamento superficial e desagregação causadas pelo impacto das gotas de chuva na superfície do solo, a melhoria e manutenção da estrutura do solo e a redução do volume e da velocidade de escoamento superficial de sedimentos (Engel et al., 2009).

No Brasil, houve um incremento de 85% na área sob sistema de plantio direto de culturas anuais entre 2006 e 2017, com aumento da área de 18 para 33 milhões de hectares (Fuentes-Llanillo et al., 2021). Considerando o período de 2010 a 2017, estima-se que a expansão do sistema de plantio direto foi da ordem de 12,7 milhões de hectares, superando em 59% a meta de 8 milhões de hectares estabelecida no Plano ABC para 2020 (Manzatto et al., 2020). Esta expansão, segundo os critérios estabelecidos no Plano ABC, deve resultar na mitigação de 18,2 milhões de toneladas de CO_2 equivalente. A região Centro-Oeste, que abriga aproximadamente 25 milhões de hectares cultivados com lavouras anuais e é responsável por cerca de 25% dos cereais produzidos no país, se destaca com mais de 14,5 milhões de hectares cultivados sob sistema de plantio direto (IBGE, 2021).

O sistema de plantio direto tem contribuído para o aumento nos estoques de C devido ao menor revolvimento do solo e ao contínuo aporte de resíduos das culturas (Corazza et al., 1999; Bayer et al., 2000; Sá et al., 2001; Amado et al., 2006). Maia et al. (2022), em levantamento de dados para os biomas Cerrado e Mata Atlântica, realizaram uma ampla revisão de literatura e identificou a mudança dos estoques de COS em função da conversão do preparo convencional para o sistema de plantio direto no Brasil. No bioma Cerrado foi verificado que na camada de solo de 0-30 cm, o sistema de plantio direto aumentou progressivamente os estoques de C por um fator de 1,02±0,04, 1,09±0,04, 1,15±0,05 e 1,22±0,08 após 5, 10, 15 e 20 anos, respectivamente, em comparação com os estoques de C em solos sob preparo convencional. Já na camada de 0-50 cm, o sistema de plantio direto promoveu ganhos consolidados por fatores de 1,05±0,07, 1,12±0,07, 1,18±0,08 e 1,25±0,10 para os respectivos períodos de 5, 10, 15 e 20 anos de uso da terra, em relação aos estoques de C sob áreas manejadas no sistema de plantio convencional. Esses dados indicam que em 20 anos a adoção de sistema de plantio direto, em comparação com a área sob de plantio convencional, apresentou aumentos médios de 22% e 25% nos estoques de C, nas camadas de solo de 0-30 e 0-50 cm, respectivamente (Figura 3) Maia et al. (2022).

Na Mata Atlântica, após 20 anos da conversão do plantio convencional para o sistema de plantio direto (Figura 3) os estoques de C aumentaram por fatores de 1,13±0,05, 1,14±0,07 e 1,12±0,05, respectivamente, para as camadas de 0-30, 0-50 e 0-100 cm, quando comparados ao conteúdo de C no solo sob plantio convencional. Com 30 anos de uso, o sistema de plantio direto aumentou os estoques de C por um fator de 1,06±0,07, 1,07±0,08 e 1,05±0,05 nas camadas de 0-30, 0-50 e 0-100 cm, respectivamente, em relação aos estoques de C no solo sob plantio convencional Maia et al. (2022).

Adicionalmente, as análises feitas para o Brasil – dados médios entre os diferentes biomas – evidenciaram que o sistema de plantio direto pode resultar em ganhos de C que variam entre 6% e 9% na camada 0-30 cm e de 8% e 11% quando se considera a camada de 0-50 cm do solo (Figura 3). Assim, o trabalho de Maia et al. (2022) demonstraram que o efeito benéfico da adoção do sistema de plantio direto não se resume às camadas mais superficiais do solo, conforme mencionado por alguns autores (Powlson et al., 2022; VandenBygaart, 2016), mas que é variável, como pode ser visto nas diferenças entre os biomas Cerrado e Mata Atlântica.

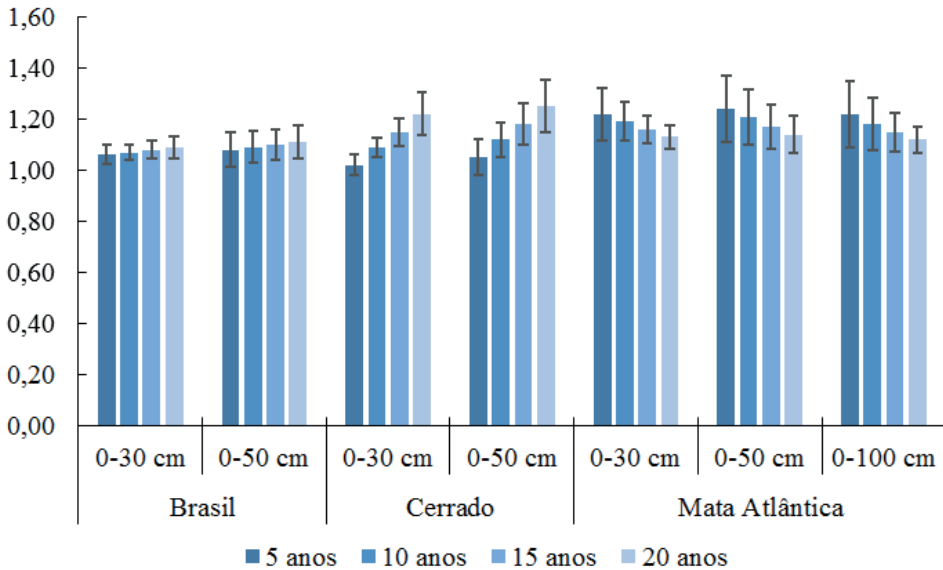



Figura 3. Fatores de mudança dos estoques de C estimados para a conversão de preparo convencional do solo para sistema plantio direto no Brasil nos biomas Cerrado e Mata Atlântica.
Fonte: Adaptado de Santos (2019).

Considerando-se a principal prática adotada no sistema de plantio direto – a manutenção de biomassa residual sobre a superfície do solo –, é importante compreender os processos de decomposição dessa biomassa e sua consequente contribuição para a formação da MOS. A decomposição da biomassa é primeiramente regulada pela atividade microbiana do solo, e esta, por sua vez, é determinada pelo tipo de manejo do solo, a qualidade (composição química) da biomassa residual e das condições edafoclimáticas (Plante et al., 2009; Six et al. 2002; Austin; Vivanco, 2006; Berg; McClaugherty, 2008). Esses fatores determinam a taxa de decomposição da palhada regulando a quantidade de C estabilizada no solo (Smith; Collins, 2007) e a emitida para atmosfera na forma de gases do efeito estufa.

Outra forma de avaliar a dinâmica do C é por meio das taxas de mudança de estoque (Tabela 1). Bayer et al. (2006) observaram que, comparados ao plantio convencional, os estoques de C em um Latossolo com textura média sob sistema de plantio direto aumentaram para 2,4 Mg ha^{-1} de C - com taxa de sequestro de 0,30 Mg ha^{-1} ano^{-1} de C - e em Latossolo argiloso para 3,0 Mg ha^{-1} de C - com taxa de sequestro de 0,60 Mg ha^{-1} ano^{-1} de C. Estes resultados são similares aos de Maia et al. (2013), que verificaram uma taxa média de ganho

de C 0,48 Mg C ha^{-1}, em ampla revisão que englobou 13 estudos e 24 pares de comparação, todos para o Cerrado e para a camada de solo de 0-30 cm. No entanto, cabe destacar que a adoção de sistema de plantio direto em solos do Cerrado nem sempre resulta em aumento do estoque de C no solo em relação ao plantio convencional (Freitas et al, 2000; Roscoe; Buurman, 2003; Maia et al., 2013; Santos, 2019), dado que a textura do solo, a mineralogia e a quantidade anual de resíduo da colheita aportado ao solo também influenciam a taxa de acúmulo de C. A textura do solo tem grande importância na dinâmica da matéria orgânica, uma vez que está diretamente relacionada com a formação e estabilização de agregados, influenciando a retenção de água no solo, a dinâmica de nutrientes e a estrutura e atividade das comunidades microbianas do solo (Berg; McClaugherty, 2008), - portanto, o balanço entre as entradas e saídas de C do sistema solo-planta. Além disso, tem-se verificado que, em solos do Cerrado, o incremento ou a manutenção da MOS é dificultada pelas a condições climáticas e às irregularidades na distribuição de precipitação pluvial (Machado; Silva, 2001).

Tabela 1. Estudos utilizados para avaliar a conversão de preparo convencional (PC) para sistema plantio direto na palha (SPD).

Referência	Local	Bioma	Tipo de solo	Camada (cm)	Tempo de conversão (anos)	Estoque de C (Mg ha^{-1})	
						PC	PD
Campos et al. (2013)	Bom Jesus, PI	Cerrado	Latossolo	40	5	66,68	76,21
				40	9		69,70
				40	3	38,42	48,72
Leite et al. (2009)	Baixa G. do Ribeiro, PI	Cerrado	Latossolo	40	8	33,65	37,73
Pavinato (2009)	Tasso Fragoso, MA	Cerrado	Latossolo	20	5	37,10	37,60
Carvalho et al. (2010)	Planaltina, DF	Cerrado	Latossolo	40	6	86,50	84,50
Corazza et al. (1999)	Planaltina, DF	Cerrado	Latossolo	20	15	30,55	38,74
Marchão et al. (2009)	Planaltina, DF	Cerrado	Latossolo	30	10	53,30	56,03
Jantalia et al. (2007)	Planaltina, DF	Cerrado	Latossolo	30	20	71,60	85,90
				30	20	77,50	81,30
Costa Junior et al. (2013)	Rio Verde, GO	Cerrado	Latossolo	20	1	34,90	29,90
				20	5		33,40
				20	13		45,80
				20	5	34,40	31,30
				20	9		34,40
				20	17		46,40
Bayer et al. (2006)	Luziânia, GO	Cerrado	Latossolo	20	8	38,60	38,63
				20	8	37,72	
Pavinato (2009)	Luziânia, GO	Cerrado	Latossolo	20	13	53,70	56,70

Continua

Tabela 1. Continuação

Referência	Local	Bioma	Tipo de solo	Camada (cm)	Tempo de conversão (anos)	Estoque de C (Mg ha^{-1})	
						PC	PD
Freitas et al. (2000)	Goiânia, GO	Cerrado	Latossolo	40	5	80,29	80,27
Sá et al. (2017)	Lucas do Rio Verde MT	Cerrado	Latossolo	100	8	104,10	119,20
				100	8		114,60
				100	8		110,20
				100	8		116,20
				100	8		118,70
				100	8		120,50
Pavinato (2009)	Sapezal, MT	Cerrado	Latossolo	20	4	55,10	58,60
Maia et al. (2009)	Sapezal, MT	Cerrado	Neossolo	30	7	29,40	30,20
Maia et al. (2009)	Itiquira, MT	Cerrado	Latossolo	30	17	62,60	74,50
Maia et al. (2009)	Novo S. Joaquim, MT	Cerrado	Latossolo	30	4	45,50	46,10
Bayer et al. (2006)	Costa Rica, MS	Cerrado	Latossolo	20	6	49,35	54,12
				20	6	48,96	
Pavinato (2009)	Costa Rica, MS	Cerrado	Latossolo	20	11	48,90	53,70
Dieckow et al. (2009)	Dourados, MS	Cerrado	Latossolo	20	17	41,43	41,24
Roscoe e Buurman (2003)	Sete Lagoas, MG	Cerrado	Latossolo	45	10	102,00	99,00
Assis et al. (2006)	Capinópolis, MG	Cerrado	Latossolo	20	4	56,29	43,48
				20	4		54,38
				20	4		58,12
Hickmann e Costa (2012)	Coimbra, MG	Mata Atlântica	Argissolo	40	23	24,39	28,97
				40	23	26,71	
				40	23	26,15	
Rossetti e Centurion (2015)	Jaboticabal, SP	Cerrado	Latossolo	30	5	36,54	33,00
				30	7		38,71
				30	9		47,38
				30	6	32,85	34,64
				30	8		30,47
				30	10		36,94
Seben Júnior et al. (2014)	Jaboticabal, SP	Cerrado	Latossolo	10	9	10,98	11,25
				10	9		11,22
				10	9		11,23
Sá et al. (2017)	Ponta Grossa, PR	Mata Atlântica	Latossolo	100	29	249,50	266,50
				100	29	236,80	
Reis et al. (2014)	Guarapuava, PR	Mata Atlântica	Latossolo	100	31	132,90	124,70
Gubiani (2015)	Pato Branco, PR	Mata Atlântica	Latossolo	100	26	160,51	167,12
Tiecher et al. (2012)	Pato Branco, PR	Mata Atlântica	Latossolo	40	23	67,11	71,87
Bayer et al. (2006)	Oeste de Santa Catarina	Mata Atlântica	Latossolo	25	10	82,10	98,20

Continua

Tabela 1. Continuação

Referência	Local	Bioma	Tipo de solo	Camada (cm)	Tempo de conversão (anos)	Estoque de C ($Mg\ ha^{-1}$)	
						PC	PD
Dieckow et al. (2009)	Santo Ângelo, RS	Mata Atlântica	Latossolo	20	25	50,57	54,29
Boddey et al. (2009)	Santo Ângelo, RS	Mata Atlântica	Latossolo	100	26	131,60	153,70
				100	26	148,30	160,90
Dieckow et al. (2009)	Eldorado do Sul, RS	Pampa	Argissolo	20	18	27,76	31,08
Cruz et al. (2003)	Pelotas, RS	Pampa	Argissolo	20	3	53,12	65,47
				20	3	55,32	
Campos et al. (2011)	Cruz Alta, RS	Pampa	Latossolo	30	19	74,86	74,90
				30	19	77,09	80,44
				30	19	80,75	84,46
Boddey et al. (2009)	Cruz Alta, RS	Pampa	Latossolo	100	17	158,80	155,0
				100	17	163,50	172,30
Nascimento et al. (2009)	Cachoeirinha, RS	Pampa	Gleissolo	20	11	38,39	37,36
Boddey et al. (2009)	Passo Fundo, RS	Mata Atlântica	Latossolo	100	15	150,40	167,10

Os efeitos do preparo do solo sobre as emissões de N_2O estão relacionados à sua influência sobre a estrutura do solo, a atividade microbiana, a taxa de decomposição do material orgânico e a mineralização do N orgânico do solo, bem como sobre temperatura e umidade do solo. O uso do solo em sistema de plantio direto é apontado como uma prática que aumenta a emissão de N_2O para a atmosfera, quando comparado aos solos revolvidos (Carvalho et al., 2009).

A deposição de resíduos culturais sobre o solo em sistema de plantio direto resulta em emissões de N_2O maiores do que aquelas verificadas nas áreas de plantio convencional. Isto ocorre porque a adição de biomassa à superfície do solo, além de conservar a umidade do solo, como reportado por Baggs et al. (2006), adiciona uma grande quantidade de C e N lábeis no solo, o que aumenta a atividade biológica na superfície do solo. Com isso, há maior consumo de O_2 disponível, o que pode resultar em microssítios de anaerobiose, em que, na presença de nitrato (NO_3^-), ocorre produção de N_2O por desnitrificação. Por outro lado, em área sob plantio convencional, os maiores índices de oxigenação na camada revolvida do solo acarreta menores emissões de N_2O do que em sistema de plantio direto, sobretudo aquelas oriundas do processo de desnitrificação (Baggs et al., 2003, 2006).

A conversão de sistemas sob plantio convencional para sistemas de plantio direto, no entanto, está longe de ser a realização máxima possível em termos de acumulação de C no solo, para mitigar a emissão de gases do efeito estufa. O desafio é estimular a adoção de sistemas mais complexos de rotação de culturas, de modo a aumentar e diversificar o aporte de C pela fitomassa.

Vários estudos reportam o potencial do sistema de plantio direto em aumentar os níveis de C, principalmente nas camadas mais superficiais de solo (Sá et al., 2017), contribuindo, assim, para a mitigação das mudanças climáticas (Abdalla et al., 2013; Gonzalez Sanchez et al., 2020). A adoção do sistema de plantio direto também traz outros efeitos positivos, como a redução da erosão do solo e a melhoria das propriedades físicas, o que pode aumentar a capacidade de infiltração e retenção de água no solo e a disponibilidade de nutrientes na superfície, o que, por sua vez, resulta em ganhos de produtividade dos cultivos.

Sistemas integrados (lavoura-pecuária, lavoura-pecuária-floresta e agroflorestais)

Nas últimas décadas, a agricultura brasileira vem passando por profundas modificações e a adoção de sistemas integrados de cultivo ganha cada vez mais destaque. Estes sistemas integrados são implementados visando aumentar a eficiência produtiva do setor agropecuário e florestal, além de aumentar a oferta de diversos serviços ecossistêmicos em áreas de pastagens severamente degradadas. A estratégia de integração contempla quatro modalidades de sistemas de cultivo, assim caracterizados: (i) integração Lavoura-Pecuária ou Agropastoril (ILP); (ii) integração Pecuária-Floresta ou Silvipastoril (IPF); (iii) integração Lavoura-Floresta ou Silviagrícola (ILF); e (iv) integração lavoura-pecuária-floresta ou Agrossilvipastoril (ILPF) (Balbino et al., 2011).

Os sistemas de integração podem ser definidos como estratégias que integram atividades agrícolas, pecuárias e florestais em uma mesma área, em cultivo consorciado, em sucessão ou em rotação, na busca de efeitos sinérgicos entre os componentes do agroecossistema, contemplando a adequação ambiental e a viabilidade econômica (Balbino et al., 2011).

Atualmente, no Brasil, estes sistemas de integração são considerados alternativas de intensificação sustentável dos setores de agricultura e pecuária, bem como florestal, pois promovem aumentos na produção de alimentos, fibras e energia, juntamente com a melhoria de serviços ecossistêmicos (Moraes et al., 2014). Os sistemas integrados de produção promovem a melhoria da qualidade do solo (Santos, 2019) e o aumento dos estoques de C (Carvalho et al., 2010; Almeida et al., 2021), além de reduzirem as emissões de GEE (Silva et al., 2014; Torres et al., 2014).

É importante destacar que os sistemas mais diversificados de integração, tal como o ILPF, podem ser constituídos de grande diversidade de espécies agrícolas e de pastagens, além de diferentes arranjos e densidades arbóreas. Assim, o sequestro, o fluxo e o estoque de C são regulados pelos fatores e mudanças de atributos do sistema solo-planta decorrentes dos diferentes arranjos dos agrossistemas, ecorregiões e formas de manejo dos componentes dos sistemas. Dessa forma, o conteúdo de C e a taxa anual de sequestro/imobilização de C nesses sistemas podem variar consideravelmente em função dos sistemas de cultivo e das práticas adotadas de manejo do solo. Embora haja exemplos de utilização da ILPF no Brasil, a diversidade de condições regionais do país indica a necessidade de estudos regionalizados para entender as demandas específicas de implantação e os efeitos que cada arranjo do sistema de ILPF imprime sobre os sistemas solo e planta, visando diminuir o grau de incertezas na estimativa do potencial de sequestro de C na fitomassa e no solo.

Adicionalmente, para realizar a correta determinação dos estoques de C e dos compartimentos da MOS em sistemas integrados de produção, é necessário considerar que os diferentes componentes dentro dos arranjos de cultivo devem ser contemplados durante a amostragem do solo, uma vez que, comprovadamente, existe variação nos teores e estoques de C, tanto espacialmente quanto dentro do perfil do solo, em função dos diferentes arranjos de culturas (Abreu et al., 2020).

O sistema ILP, modelo de produção integrada mais amplamente difundido no Brasil, também é uma estratégia para potencializar o acúmulo de C no solo. Carvalho et al. (2010), ao avaliarem as modificações nos estoques de C do solo em função dos principais processos de mudança de uso da terra nos biomas Amazônia e Cerrado, observaram que a conversão de áreas de sucessão de cultivos (soja/milho) para sistemas de ILP – ambos em sistema de plantio direto – resultou em acúmulo de C no solo, sendo que as taxas variaram de 0,82 a 2,85 Mg ha^{-1} ano^{-1} (Tabela 2). Os autores ressaltaram que a magnitude desses valores depende das culturas implantadas, das condições edafoclimáticas e, ainda, do tempo de implantação do sistema de ILP.

Tabela 2. Taxas de acúmulo de C no solo em função do tempo da adoção de ILP em áreas previamente usadas para a produção de grãos.

Local	Localização	Culturas envolvidas em dois anos	Tempo de adoção (anos)	Taxa de acúmulo de C no solo (Mg ha^{-1} ano^{-1}
Fazenda Juliana	Chupinguaia, Rondônia	Soja/*Brachiaria ruziziensis*/ Soja/*B. ruziziensis*	4 anos	2,85
Fazenda Dona Isabina	Santa Carmen, Mato Grosso	Soja/Milheto/*B. ruziziensis*/Soja/Milho/*B. ruziziensis*	4 anos	1,03
		Soja/Sorgo/*Brachiaria brizanta*/*B. brizanta*	4 anos	1,35
Agropecuária Peeters	Montividiu, Goiás	Algodão/Pousio/Soja/Milho/*B. ruziziensis*	8 anos	0,82

Fonte: Carvalho et al. (2010).

Salton (2005), ao avaliar as taxas de acúmulo de C em diferentes sistemas de uso e manejo do solo no Cerrado, observou acúmulos de C de 0,60 e 0,43 Mg ha^{-1} ano^{-1} em áreas de 9 e 10 anos de implantação de sistemas de ILP, respectivamente. Maia et al. (2013), em estudo que agregou e ajustou os resultados de Carvalho et al. (2010) e Salton et al. (2011), chegaram a um aumento médio de 9% após 20 anos da adoção de ILP a partir de áreas de plantio direto, o que significa uma taxa média de acúmulo de 0,28 Mg C ha^{-1} ano^{-1}.

Em virtude do reconhecido papel das espécies florestais no sequestro de C e, consequentemente, na mitigação das emissões de GEE, os sistemas de ILPF têm sido considerados opções mais sustentáveis para a produção agrosilvopastoril. No sistema de ILPF, o cultivo da espécie florestal é estabelecido com espaçamento ampliado nas entrelinhas, possibilitando a implantação de uma cultura de interesse comercial na região como soja, milho, feijão, sorgo, girassol e mandioca, nas entrelinhas, por dois a três anos. Em seguida, implanta-se a planta forrageira consorciada com culturas agrícolas, como milho e sorgo. Após a colheita de grãos, a pastagem estará formada nas entrelinhas da cultura florestal, permitindo, assim, a condução da atividade de pecuária até a colheita do componente florestal.

Estudos indicam que os sistemas de ILPF armazenam maior quantidade de C do que o recorte único de espécies e sistemas de pastoreio, na superfície e em subsuperfície (Nair et al., 2011). A elevação dos níveis de C do solo e a melhoria da qualidade física do solo com a adoção da atividade florestal indicam que o sistema de ILPF tem potencial para reduzir o impacto ambiental das atividades produtivas, ao controlar as emissões de GEE, com consequente aumento da

estabilidade de produção das culturas e melhora na eficiência de uso de água e nutrientes pelas culturas (Franchini et al., 2010). De acordo com Conceição et al. (2017), o aumento dos níveis de C no sistema ILPF deve-se ao maior aporte de resíduos vegetais, favorecido pela combinação dos diferentes componentes arbóreo, forrageiro e granífero em uma mesma área de produção. Tal combinação possibilita maior incremento de biomassa e atividade microbiana, além de contribuir com o sequestro de C e melhorar a ciclagem de nutrientes.

Ao avaliar os estoques de C sob sistema convencional, IPF e ILPF na Caatinga, Sacramento et al. (2013) verificaram que, após 13 anos de condução do sistema de ILPF, houve um maior armazenamento de C, comparativamente aos sistemas convencional e IPF. A adoção de ILPF por quatro anos também aumentou os níveis de C e ainda promoveu melhoria na estrutura física do solo, de acordo com Silva et al. (2015). Coser et al. (2018), em estudo realizado no Distrito Federal, verificaram que a conversão de pastagem de baixa produtividade em sistema de ILPF resultou em acúmulo de C na ordem de 3,48 Mg ha^{-1} ano^{-1} na camada de 0-40 cm de profundidade.

Em diferentes arranjos de sistemas de ILPF o componente florestal propicia inúmeros benefícios que refletem na melhoria e na eficiência de uso da terra (Macedo, 2009; Carvalho et al., 2010; Oliveira et al., 2018). Entretanto, são os impactos positivos em variáveis microclimáticas e no sequestro de C que ampliam as possibilidades de seu uso em cenários de mudanças climáticas. Estudos que investigam o balanço de C nesses sistemas, ainda, são escassos no Brasil, mas alguns resultados já divulgados reforçam a importância da adoção da ILPF como estratégia para promover o acúmulo de C no solo e nos diversos componentes arbóreos que compõem esses sistemas produtivos. Oliveira et al. (2018) constataram aumento nos estoques de C em função da presença do componente arbóreo em sistemas de ILPF após três anos de implantação em Mato Grosso. Maiores estoques de C – até 1 m de profundidade – foram observados no sistema de ILPF composto por linhas triplas de *Eucalyptus urograndis*, com uma taxa de acúmulo de 1,47 Mg ha^{-1} ano^{-1}, em comparação com uma pastagem degradada de *Brachiaria brizantha*. Adicionalmente, no cerrado goiano, Silva et al. (2014) constataram que o sistema de ILPF, aos cinco anos da implantação com *Eucalyptus urograndis,* teve acúmulo de serapilheira na ordem de 11,16 e 12,66 Mg ha^{-1} nos períodos chuvoso e seco, respectivamente, demonstrando o potencial de produção de resíduo orgânico pela espécie arbórea. Maiores aportes de resíduos vegetais sobre o solo favorecem a ciclagem de nutrientes e contribuem para o aumento dos teores de C (Calil et al., 2016; Conceição et al., 2017).

Avaliando sistemas de ILPF com eucalipto, sorgo e capim-marandu na região de transição de Cerrado para Floresta Estacional Semidecidual no Estado de Minas Gerais, Ribeiro (2020) verificou que os sistemas integrados de produção, após cinco anos de implantação, apresentaram aumentos nos estoques de C do solo, com taxa de acúmulo entre 1,44 Mg ha^{-1} ano^{-1} e 2,17 Mg ha^{-1} ano^{-1}. De maneira similar, Freitas et al. (2020) avaliaram o potencial de acúmulo de um sistema de ILPF implantado na região Central de Minas Gerais, composto por eucalipto, milho e capim-marandu, encontrando uma taxa anual de acúmulo de C de 1,72 Mg ha^{-1} ano^{-1} após três anos de conversão de pastagem degradada para o sistema de ILPF.

O potencial de mitigação de gases do efeito estufa em sistemas de ILPF com árvores de rápido crescimento (>2,2 cm de diâmetro ao ano) no Brasil é de, aproximadamente, 5,0 Mg ha^{-1} ano^{-1} de Ceq (média para 11 anos) fixado na madeira (tronco) das árvores (Tsukamoto Filho, 2003). Isto equivale à neutralização por ano da emissão de 13 bois adultos (450 kg de peso vivo do animal). Os sistemas de ILPF, além de serem tecnologias para mitigar emissões de gases do efeito estufa, atendem às necessidades de bem-estar animal por proporcionarem proteção contra estresse térmico, promoverem a biodiversidade em sistemas produtivos e incrementarem o uso eficiente da terra, com agregação de valor e renda para as áreas de pastagens (Leite et al., 2010).

De forma similar ao ILPF, os sistemas agroflorestais (SAFs) também são caracterizados por integrarem atividades agrícolas, pecuárias e florestais em uma mesma área. Entretanto, nos SAFs, o componente arbóreo, em geral, é composto por espécies nativas da região ou da combinação destas com espécies frutíferas, resultando em sistemas como os “quintais agroflorestais”, ou o sistema “cabruca”, no qual o cultivo de cacau é realizado sob a sombra de árvores nativas da Mata Atlântica. Outro aspecto que diferencia esses sistemas SAF da ILPF, é que os SAF têm sido avaliados e adotados, predominantemente, em pequenas propriedades, com baixo uso de insumos externos (Abdo et al., 2008). Na implantação desses sistemas, é necessário que o produtor tenha condições de adotar tecnologias simples e de baixo custo apropriadas para o uso e para a conservação do solo, garantindo renda compatível ao investimento, além de considerar o conhecimento cultural da comunidade envolvida. Como benefícios conhecidos, os SAF proporcionam maior cobertura do solo, favorecem a preservação da fauna e da flora e promovem a ciclagem de nutrientes a partir da ação de sistemas radiculares diversificados que propiciam um contínuo aporte de material orgânico ao solo (Araújo et al., 2001). De acordo com Albrecht e Kandji (2003), os SAF adotados em regiões tropicais podem contribuir para o armazenamento de C nas árvores e no solo, além de contribuir para a

redução das emissões de gases do efeito estufa para atmosfera. Neste contexto, vários trabalhos (Maia et al., 2007; Nogueira, 2009; Froufe et al., 2011; Lima et al., 2011; Leite et al., 2014; Thomazini et al., 2015; Selecky et al., 2017; Ribeiro, 2020) demonstraram o potencial destes sistemas em promover a manutenção ou recuperação da qualidade do solo, incluindo o aumento nos estoques de C em diferentes condições de solo e clima no Brasil.

Lima et al. (2011) e Leite et al. (2014) constataram que os SAF no Cerrado do Piauí aumentaram os estoques de C em 41% e 53% em relação a vegetação nativa, e em 155% e 160%, quando comparado a sistemas convencionais de cultivo, respectivamente. Similarmente, Maia et al. (2007) e Nogueira (2009) mostraram que, no semiárido cearense, sistemas agroflorestais e silvipastoris podem manter a qualidade do solo e a produtividade dos sistemas e, ainda, acumular C a taxas que variaram entre 29% e 38,7% após 12 anos de implantação, comparativamente à Caatinga. Adicionalmente, Ribeiro (2020), avaliando SAF no Cerrado de Minas Gerais, constataram que os sistemas implantados com maior diversidade florística e preservação das espécies arbóreas contribuíram com a manutenção dos estoques de C no solo em níveis semelhantes aos da vegetação nativa. Avaliando SAF na Amazônia, Selecky et al. (2017) verificaram que os estoques de C aumentaram significativamente com o tempo, com aumento de 74% em 28 anos de condução do sistema. Em estudo na Mata Atlântica, Foufe et al. (2011) comprovaram que SAF multiestrata contribuíram com aumentos significativos nos estoques de C, quando comparados às pastagens e culturas agrícolas em monocultivo.

Os resultados obtidos com a ILPF e os SAF indicam que são alternativas economicamente viáveis, ambientalmente corretas e socialmente justas para o aumento da produção segura de alimentos, fibras e agroenergia. A diversificação de atividades na propriedade reduz os riscos climáticos e de mercado, melhoram a renda e a qualidade de vida no campo. Além disso, contribuem para a mitigação do desmatamento, redução da erosão, sequestro de C e diminuição das emissões de GEE, possibilitando a produção agrícola sustentável.

Manejo conservacionista de pastagens

As pastagens representam 70% da área total agrícola global e fornecem habitat para uma grande diversidade de fauna e flora, contribuindo com outros serviços ecossistêmicos, que incluem a regulação e o armazenamento dos fluxos de água e a produção de forragem. Além disso, contribuem para a subsistência de mais de um bilhão de pessoas em todo o mundo (Suttie et al., 2005). Contudo, se não manejados adequadamente, esses benefícios não ocorrem e podem gerar problemas ambientais. No Brasil, as duas situações ocorrem. Contudo, grada-

tivamente, a pecuária bovina brasileira intensifica seus processos produtivos. A taxa de lotação nas pastagens brasileiras evoluiu de 0,61 UA (unidade animal) ha^{-1}, em 1998, para 0,93 UA ha^{-1} em 2018 (Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carnes, 2019). Essa transição é imprescindível para o aumento da produtividade e a sustentabilidade ambiental da agropecuária no Brasil.

Dados preliminares do Censo Agropecuário de 2017 apontam que a área ocupada com pastagens no Brasil é da ordem de 158,6 milhões de ha, sendo que, desse total, 46,9 milhões de ha são de pastagens naturais e 11,82 milhões de ha de área de pastagens consideradas como degradadas (IBGE, 2017). Entretanto, a estimativa é de que, aproximadamente, 70% das pastagens plantadas no Brasil estão em algum estágio de degradação (Manzatto et al., 2020) em decorrência, principalmente, da adaptação da espécie de gramínea ao ambiente local e das práticas inadequadas de manejo utilizadas, em particular o uso sistemático de taxas de lotação que excedem a capacidade do pasto de se recuperar do pastejo e do pisoteio (Dias-Filho, 2014).

As pastagens são agroecossistemas com alto potencial de sequestro e acúmulo de C no solo (Conant et al., 2017). O sequestro de C pelos solos sob pastagem representa 29% de todo o potencial que essa estratégia apresenta para mitigar o aquecimento global (Lal, 2016), mostrando-se como opção para diminuir a pegada de C da produção de bovinos no Brasil. Em uma ampla revisão sobre a dinâmica de C nas pastagens do Brasil, Oliveira et al. (2022) observaram que as pastagens, quando manejadas adequadamente – adotando controle efetivo de plantas invasoras e adequada a taxa de lotação –, podem aumentar os estoques de C do solo em 15% no período de 30 anos. Por outro lado, as áreas que receberam algum tipo de insumo, como adubação e calagem, apresentaram aumento de 8% de C estocado no solo no mesmo período. Entretanto, pastagens recuperadas podem promover ganho de C na ordem de 23% em relação à pastagem degradada (Figura 4). A partir destes dados, estimou-se que o cumprimento da meta do plano ABC e da NDC juntos – recuperação de 30 milhões de ha de pastagens degradadas –, pode resultar no acúmulo de 12 Tg de C ano^{-1} no solo. Se essas pastagens não forem recuperadas, poderá ocorrer uma perda de 4,2 Tg de C ano^{-1}.

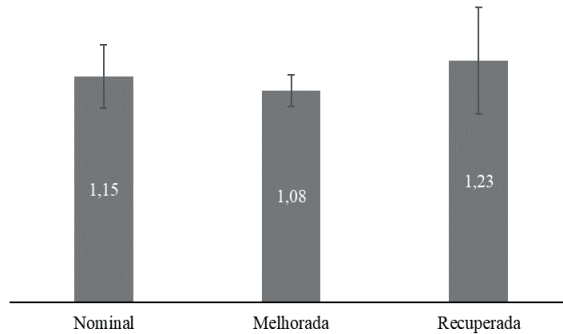



Figura 4. Fatores de mudança dos estoques de C estimados para as diferentes condições das pastagens no Brasil. As pastagens nominais e melhoradas são comparadas com a vegetação nativa, enquanto as pastagens recuperadas são comparadas às pastagens degradadas.

Fonte: Adaptado de Oliveira et al. (2018).

A adição de calcário e fertilizantes em pastagens no Sul da Bahia propiciou acréscimos nos estoques de 0,66 Mg de C ha^{-1} ano^{-1}. Em pastagens de braquiária em Paracatu (MG), as áreas com aplicação de ureia apresentaram, a cada três anos, estoques de C superiores às áreas de vegetação nativa e ao cultivo do eucalipto isolado ou em consórcio com a braquiária (Tonucci et al., 2011). A aplicação de fertilizantes em pastagens no Brasil resulta, em média, no acréscimo de 0,73 Mg de C ha^{-1} ano^{-1} no solo (Figura 5).

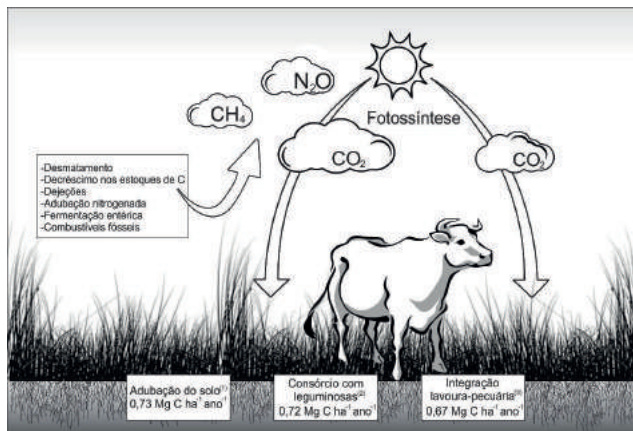



Figura 5. Taxas de acúmulo de C no solo em áreas de pastagem após a adoção de diferentes estratégias de manejo no Brasil. [(1)]Média baseada nos valores obtidos por Salton (2005) e Salton et al. (2011). [(2)]Média baseada nos valores obtidos por Conant et al. (2001), e Salton et al. (2011).[(3)]Média baseada nos valores obtidos por Salton (2005), Carvalho et al. (2010), Salton et al. (2011).

A redução na disponibilidade de N no solo destaca-se como um dos principais fatores limitantes associados ao declínio de pastagens de braquiária. Além disso, o sequestro e acúmulo de C no solo são dependentes do balanço de N, de modo que não ocorre sequestro de C em solo se o N não for suprido de modo adequado para o aumento da biomassa de pastos. Dessa forma, é razoável supor que a adição de fertilizantes nitrogenados em pastagens consiste na eficiente estratégia de recuperação da pastagem e, por conseguinte, no acúmulo de C no solo. Entretanto, a prática de aumentar o aporte de N em pastos, além de onerosa, pode determinar acréscimos nas emissões de N_2O em solos agrícolas. Dessa forma, a fixação biológica do nitrogênio é uma estratégia relevante para a recuperação e sequestro de C em pastagens brasileiras.

Salton et al. (2011) verificaram acréscimo de 1,12 Mg de C ha^{-1} ano^{-1} em áreas de pastagem em Campo Grande (MS) cultivadas com o consórcio *Brachiaria decumbens/Stylosanthes guianensis/Stylosanthes macrocarpa/Stylosanthes macrocephala/Calopogonium* spp. A introdução de forrageiras leguminosas em áreas de pastagem com gramíneas no Brasil, em média, acresceu em 0,72 Mg de C ha^{-1} ano^{-1} os estoques de C no solo (Figura 5). A despeito da inserção de leguminosas fixadoras de N em áreas de pastagens, alguns genótipos de braquiária podem obter mais de 20% do N acumulado por meio de associações com bactérias do gênero *Azospirillum* (Reis et al., 2020).

Sistemas que integram a produção agrícola e a pecuária (ILP) estão sendo implantados em diferentes regiões do Brasil (Salton et al., 2011). A adoção de sistemas mais complexos e diversificados pode resultar em diferentes melhorias no ambiente edáfico, com efeitos sinérgicos positivos sobre a dinâmica do C e N no ambiente de produção. Em Santa Carmen (MT) a ILP com a sucessão soja/sorgo+braquiária determinou acréscimo de 1,03 a 1,35 Mg C ha^{-1} ano^{-1} nos estoques de C no solo (Carvalho et al., 2010). Essas variações estão associadas ao tempo de permanência da braquiária em cada sistema, evidenciando a importância da componente pastagem na ILP. Nesse mesmo estudo, áreas em Montividiu (GO), submetidas à sucessão soja/milho+braquiária/algodão/pousio, apresentaram incrementos de 0,82 Mg de C ha^{-1} ano^{-1} no estoque de C no solo. Os acréscimos nos estoques de C nos solos de Montividiu foram de 0,6 Mg de C ha^{-1} ano^{-1} e a taxa de sequestro, que considera todas as emissões de gases do efeito estufa na ILP, foi de 0,36 Mg de C ha^{-1} ano^{-1} (Carvalho et al., 2009). Em lavouras de soja em sucessão com pastagens de braquiária e com cultivo de aveia a cada dois anos, em Dourados (MS) e Maracaju (MS), Salton et al. (2011) reportaram aumento de 0,44 Mg de C ha^{-1} ano^{-1} no estoque de C no solo. Esses estudos mostram que a ILP é mais uma estratégia para ser utilizada na recuperação de pastagens degradadas no Brasil, com considerável potencial

de acúmulo de C nesses ambientes, com taxas médias de acúmulo de C de 0,67 Mg ha^{-1} ano^{-1} (Figura 5).

O agrossistema cana-de-açúcar e as emissões de gases do efeito estufa

A produção de biocombustíveis derivados de biomassa vegetal tem sido considerada uma importante fonte de energia renovável (Goldemberg et al., 2014) e uma das principais alternativas para mitigação das emissões de GEE (Faaij, 2006). Nesse contexto, existe um grande interesse global na produção e consumo de biocombustíveis, em função de fatores ambientais, sociais e econômicos. No Brasil, o principal biocombustível é o etanol derivado da cana-de-açúcar.

O Brasil ocupa a posição de maior produtor mundial de cana-de-açúcar (Conab, 2021). A cultura da cana-de-açúcar é responsável por 11% do material vegetal residual de colheita produzido atualmente no mundo (IPCC, 2019), com um sistema de produção que permite a utilização desses subprodutos para a co-geração de energia nas usinas de produção de etanol, além da redução da emissão de gases do efeito estufa quando comparado aos combustíveis fósseis (Goldemberg et al., 2014). Projeções indicam a importância da biomassa em curto prazo, fornecendo mais de 20% da energia utilizada mundialmente ao final do século XXI (Goldemberg, 2009). Além disso, a cultura responde por cerca de 75% de todo o açúcar produzido no mundo (FAO, 2021).

Uma particularidade com relação ao cultivo da cana-de-açúcar é a forma de colheita, que pode ser feita associada ou não ao uso do fogo. O processo de queima antes da colheita facilita as operações de corte e transporte dos colmos. Contudo, a queima envolve a combustão quase completa da biomassa vegetal que, consequentemente, leva à transformação do C da planta em CO_2, acompanhada por emissões de N_2O, CH_4 e outras substâncias voláteis, impactando o clima local e regional, a qualidade do solo e aumentando a liberação de particulados (fuligem) na atmosfera, o que acarreta problemas respiratórios na população do entorno de canaviais (Cançado et al., 2006).

No Estado de São Paulo, o decreto de Lei Estadual nº 47.700, de 11 de março de 2003, determina a erradicação da colheita com queima da cana-de-açúcar até 2031, mas essa redução já abrange uma área expressiva, com cerca de 97% da área de cana-de-açúcar colhida mecanicamente sem o uso de fogo (Conab, 2021). A colheita sem queima da palha de cana-de-açúcar, além de ser mais viável economicamente, atende aos padrões de exigência do mercado internacional frente às preocupações ambientais, sobretudo as relacionadas ao aquecimento global (Camargo et al., 2008). Iniciativas governamentais têm provocado grandes reflexos no setor, como a redução da queima de cana-de-açúcar, bem como a intensificação do corte mecanizado e, finalmente, o uso de subprodu-

tos oriundos da produção do açúcar e do etanol na agricultura, promovendo redução das emissões de gases do efeito estufa na atmosfera.

Apesar de a pesquisa sobre gases do efeito estufa voltados para o agrossistema da cana-de-açúcar ser recente no Brasil, diversos estudos, principalmente na Região Centro-Sul do país, apontam para a grande contribuição de práticas de manejo conservacionistas para a redução da emissão de gases do efeito estufa na atmosfera. Galdos et al. (2010) mostraram que existem grandes diferenças entre as emissões na colheita de cana-de-açúcar com queima – 2,2 Mg de Ceq ha^{-1} ano^{-1} – e sem queima – 0,55 Mg de Ceq ha^{-1} ano^{-1}. Em estudo que avaliou o balanço de emissões de gases do efeito estufa, Figueiredo e La Scala Jr. (2011) demonstraram que a fertilização nitrogenada e a queima da biomassa vegetal durante a colheita são as práticas responsáveis pelas maiores emissões de GEE em áreas de produção de cana-de-açúcar, dado que elas geram emissões de 1,1 e 0,94 Mg de CO_2 eq ha^{1} ano^{-1}, respectivamente.

O sistema de cultivo de cana-de-açúcar colhida crua, ou seja, colhida sem o uso do fogo, deposita sobre a superfície do solo uma quantidade considerável de palha - folhas secas, ponteiros e pedaços de colmos -, com um aporte anual estimado de 10 a 20 Mg ha^{-1} de matéria seca, formando uma camada de 10 a 12 cm de espessura. A cobertura do solo com palha altera atributos químicos, físicos e biológicos do solo, provocando mudanças na temperatura e umidade do solo (Ruiz-Corrêa et al., 2019), densidade do solo (Castioni et al., 2019), taxas de infiltração de água e aumento da estabilidade de agregados (Graham et al., 2002), afeta a dinâmica do nitrogênio (N) no solo, por aumentar a imobilização do N por microrganismos do solo após a adição de material orgânico com alta relação C/N, e a disponibilização do N contido na palha para absorção pela cana-de-açúcar em crescimento (Basanta et al., 2003; Gava et al., 2005).

A presença da palha na superfície do solo tem efeitos significativos no aumento das emissões de N_2O do solo (Carmo et al., 2013; Gonzaga et al., 2019) e nas taxas de acúmulo de C (Bordonal et al., 2018; Tenelli et al., 2019). Por outro lado, os fluxos de CH_4 não são significativamente afetados pela manutenção de palha no campo (Gonzaga et al., 2019). Estudos recentes utilizando o modelo DayCent indicaram o potencial da palha como forma de aumentar os estoques de C do solo em longo prazo (Carvalho et al., 2010; Oliveira et al., 2017b). Entretanto, apesar do potencial da palha de cana-de-açúcar de aumentar o sequestro de C do solo, o elevado potencial energético desta biomassa vegetal faz com que parte do setor produtivo tenha interesse em remover parte deste resíduo do campo para a cogeração de eletricidade e/ou produção de etanol celulósico de segunda geração. Neste sentido, estudos recentes estão investigando os impactos desta estratégia de retirada parcial da palha dos canaviais sobre os

estoques de C do solo sob cultivo de cana-de-açúcar no Brasil. Além do manejo da palha, outros aspectos, tal como o uso anterior da terra, afetam o balanço de C do solo em áreas de cana-de-açúcar. No tocante à expansão da cana-de-açúcar, diversas estimativas demonstram que grande parte da expansão da cana-de-açúcar ocorreu em áreas de pastagem nas últimas décadas.

Um dos estudos mais abrangentes foi conduzido por Mello et al. (2014), que investigaram os estoques de C do solo até 1 m de profundidade após mudança do uso da terra em um total de 135 locais para determinar a dívida de Carbono e o prazo de amortização da produção de etanol de cana-de-açúcar. Os autores quantificaram as variações no estoque de solo C devido às mudanças de uso da terra como uma perda líquida (dívida de C) ou ganho de C no solo (crédito de C) para expansão da cana-de-açúcar no Brasil. A expansão da cana-de-açúcar sobre áreas de vegetação nativa e pastagens reduz os estoques de C do solo, enquanto ocorrem ganhos de C do solo quando a conversão ocorre em áreas de cultivo de grãos (culturas anuais). O tempo de retorno para o C do solo (dívida de C) foi calculada em oito anos para a conversão cerrado-cana e de dois a três anos para a conversão pastagem-cana. No caso de conversão de áreas de culturas anuais (grãos) para cana-de-açúcar, não há dívida de C (nenhum *carbon debit*). A conversão da vegetação nativa para pastagem diminui o C lábil (CL), bem como o índice de manejo de C (IMC), enquanto a conversão da pastagem para a cana-de-açúcar aumenta o IMC calculado por diferentes métodos (Oliveira et al., 2017a).

Utilizando o modelo DayCent, Oliveira et al. (2017b) estimaram que, com a conversão vegetação nativa-pastagem, as perdas de C no solo seriam de 0,34±0,03 Mg ha^{-1} ano^{-1}, enquanto a conversão de pastagem a cana-de-açúcar os ganhos de C seriam de a 0,16±0,04 Mg ha^{-1} ano^{-1} na camada de solo de 0-30 cm. Além disso, esses mesmos autores mostraram decréscimos de 0,19±0,04 Mg ha^{-1} ano^{-1} do C do solo nas áreas de cana-de-açúcar com remoção de palha para produção de etanol de segunda geração (2G). No entanto, a adoção de algumas práticas de manejo pode mitigar essas perdas, com destaque para a aplicação de vinhaça e torta de filtro (Oliveira et al., 2017b). Esses estudos demonstraram que a conversão de pastagens para cana-de-açúcar apresenta efeitos positivos na qualidade e na quantidade da MOS, favorecendo o balanço de C do etanol brasileiro. Tais resultados endossam o potencial da cana-de-açúcar em recuperar, parcialmente, os estoques de C em pastagens degradadas. No entanto, esses ganhos são altamente dependentes da alta adição de resíduos vegetais nas áreas de cana-de-açúcar e remoção de palha para produção de etanol 2G poderá afetar a MOS em áreas de expansão dos canaviais. Por fim, com base na disponibilidade de áreas e nos efeitos positivos sobre a MOS, a expansão da cana-de-açúcar

em áreas de pastagem degradadas no Brasil deve ser estimulada como prática mais conservacionista de manejo do solo.

A adoção de estratégias de manejo do solo conservacionista - como a redução da colheita com queima e do consumo de combustíveis fósseis -, a expansão sobre áreas de pastagens degradadas, o uso eficiente da fertilização nitrogenada e o aproveitamento dos subprodutos gerados a partir da produção de açúcar e etanol contribuem efetivamente para a mitigação da mudança climática e sustentabilidade do setor sucroalcooleiro.

Biocarvão

A conversão de biomassa em matéria orgânica pouco ou não biodegradável tem sido amplamente estudada como estratégia para a mitigação das mudanças climáticas em função do aumento do armazenamento de C estável no solo, com redução do fluxo do CO_2 da atmosfera (Jia et al., 2019). O processo de transformação termoquímica de biomassa numa ampla faixa de temperatura - geralmente entre 300-700 °C -, na ausência ou em baixa concentração de oxigênio (O_2), chamado de pirólise, e a aplicação do subproduto sólido obtido nesse processo, denominado biocarvão – também conhecido como *biochar*, em inglês –, em solos agrícolas ou florestais podem retardar a decomposição do C capturado pelas plantas no processo de fotossíntese que, de outra forma, seria perdido na forma de CO_2 e retornaria para a atmosfera (Lorenz; Lal, 2016; Morgan et al., 2020).

Durante o processo de pirólise, a matéria-prima começa a sofrer degradação térmica a partir dos 120 °C, levando a perda de umidade e ao rompimento de ligações químicas. Em seguida, ocorre a degradação da hemicelulose a 220 °C e completamente degradada ao redor de 315 °C. Após a despolimerização da celulose e hemicelulose, ocorre a formação de uma matriz amorfa de C, ou seja, com pouco ordenamento estrutural, e o subsequente aumento da temperatura de pirólise leva a um incremento na proporção de C aromático em estruturas condensadas e estáveis quimicamente (Conz et al., 2017), que pode persistir no solo por centenas a milhares de anos. Apesar da decomposição da lignina ter início a partir de 160 °C, trata-se de um processo lento e contínuo que se estende até 900 °C (Mohan et al., 2006), sendo que esta última fração de fibra é importante para determinar o rendimento do biocarvão (Rehrah et al., 2014).

Existe uma ampla gama de matérias-primas, sendo ou não biomassa lignocelulósica, que podem ser utilizadas para a produção de biocarvão, tais como estercos, resíduos agrícolas e florestais – por exemplo, casca de arroz, casca de café, palha de milho, palha de cana-de-açúcar, caule de soja, resíduos de laranja, casca de eucalipto e/ou pinus e resíduos de madeira –, subprodutos, resíduos

industriais e resíduos sólidos urbanos – por exemplo, lodo de esgoto, bagaço de cana-de-açúcar, cama de frango e lixo –, além de materiais não convencionais, como resíduos de pneus, papéis e ossos.

Devido a essa diversidade de matérias-primas, o subproduto sólido resultante da pirólise é um material altamente heterogêneo e suas propriedades dependem, em grande parte, da composição química da matéria-prima e das condições do processo de produção (Conz et al., 2017). Os biocarvões produzidos à base de madeira, por exemplo, apresentam maior recalcitrância bioquímica do que aqueles gerados a partir de restos de plantas ou esterco, uma vez que possuem maior teor de lignina, bem como menor teor de cinzas, N e matéria volátil, o que aumenta a proporção de C condensado e de elevada massa molar e grau de condensação, conhecido também como C pirogênico, que apresenta maior tempo médio de residência no ambiente (Singh et al., 2012). Além disso, biocarvões produzidos entre 400 e 450 °C apresentam taxas de mineralização mais altas em comparação aos biocarvões dos mesmos materiais produzidos entre 550 e 650 °C, dado que o aumento da temperatura de pirólise aumenta o caráter aromático e o grau de condensação química da matriz orgânica do biocarvão (McBeath; Smernik, 2009; McBeath et al., 2011; Pereira et al., 2011; Conz et al., 2017).

A distribuição relativa de C, H e O, notadamente a relação H:C, permite inferir o grau de carbonização/aromatização do biocarvão, uma vez que as estruturas de C aromático contêm menos átomos de H e O. A perda de determinados grupos funcionais ocorre a uma temperatura de pirólise acima da faixa 400-500 °C e, conforme mencionado anteriormente, contribui para a formação de complexos de compostos de C com estruturas de anéis aromáticos. Assim, a intrínseca recalcitrância do biocarvão e sua maior resistência à decomposição biológica e química aumentam a sua estabilidade no solo por um longo período de tempo, o que o diferencia da maioria dos materiais orgânicos convencionais usados na agricultura (Singh et al., 2012; Campos et al., 2020). No entanto, é importante mencionar que nem todo o C contido no biocarvão é recalcitrante. Dependendo das condições de pirólise e da origem da matéria-prima utilizada para a sua produção, alguns biocarvões podem conter uma quantidade significativa de C lábil (Lal, 2016). Por esse motivo, ainda existem incertezas com respeito às estimativas de estabilidade do C no biocarvão. Em uma metanálise, Wang et al. (2016) estimaram que o tempo médio de residência dos compartimentos de C lábil e recalcitrante dos biocarvões são de aproximadamente 108 dias e 556 anos, o que corresponde a 3% e 97% do C total presente no biocarvão, respectivamente. Isso mostra que somente uma pequena parte do C contido no biocarvão está biologicamente disponível, e os 97% restantes contribuem diretamente para o sequestro de C a longo prazo (Lorenz; Lal, 2016).

A degradação do biocarvão e seu tempo médio de residência também dependem do tipo de solo no qual o biocarvão é aplicado, principalmente considerando a textura, agregação, mineralogia da argila, umidade, profundidade etc. (Lal, 2016). Além disso, os níveis e a qualidade do C pré-existente no solo podem influenciar a estabilidade bioquímica e a taxa de decomposição do biocarvão. Isso mostra que, apesar da sua natureza recalcitrante, o biocarvão interage com a matriz do solo, alterando suas propriedades químicas (Novotny et al., 2015), físicas (Campos et al., 2020) e biológicas, afetando a dinâmica de C do solo (Van Zwieten et al., 2014). Uma dessas formas de interação que têm sido estudadas é a influência do biocarvão na agregação do solo e estabilização física da MOS, indicadores de qualidade do solo que se relacionam diretamente com a ciclagem e o potencial de sequestro de C (Lal, 2016).

A agregação do solo afeta a formação, destruição e a estabilização da MOS, além de proteger fisicamente a MOS e alterar condições microambientais favoráveis para os processos de decomposição microbiana (Christensen, 1996). Muitos estudos têm reportado um aumento na estabilidade de agregados após a aplicação de biocarvão ao solo (Herath et al., 2013; Wang et al., 2016), ao passo que outros têm observado resultados contraditórios (Zhang et al., 2015; Sarker et al., 2018). O aumento da estabilidade de agregados, induzido pela aplicação do biocarvão, resulta, entre outros fatores, da formação de complexos organominerais, mais precisamente complexos argilo-húmicos, e, também, do recobrimento das partículas do solo por substâncias orgânicas hidrofóbicas (Lu et al., 2014). A complexação organomineral por meio de pontes de cátions, ou meramente por meio do emaranhamento das partículas do solo, aumenta a coesão interna dos agregados no solo, enquanto a maior repelência à água reduz a sua entrada no interior dos agregados, o que leva ao aumento da sua resistência, bem como ao rompimento e a processos de dilatação (Heikkinen et al., 2019).

As reações químicas que ocorrem na superfície do biocarvão têm um papel fundamental nas interações que ocorrem entre o biocarvão e as partículas do solo, de modo que o potencial do biocarvão de promover processos de agregação do solo podem depender tanto das propriedades do biocarvão quanto do tipo de solo que recebe este material. Wang et al. (2016) demonstraram que a adição de biocarvão ao solo promoveu efeitos diversos na agregação de solos com texturas contrastantes, aumentando significativamente a estabilidade de agregados em solos de textura fina, ao passo que não houve impactos significativos em solos de textura grossa. Adicionalmente, o biocarvão pode aumentar o armazenamento de C em macroagregados em solos de textura fina e, consequentemente, a proteção física da matéria orgânica do solo, devido ao aumento da proporção de C armazenado dentro de macroagregados.

Outra interação importante é o efeito do biocarvão nos compartimentos de matéria orgânica já existentes no solo. Conhecido como "efeito priming", a adição do biocarvão pode tanto aumentar (priming positivo) (Zimmerman et al., 2011; Singh; Cowie, 2014; Wang et al., 2016) quanto reduzir (priming negativo) (Cross; Sohi, 2011; Wang et al., 2016) ou não ter efeito algum (neutro) na mineralização da MOS (Cross; Sohi; 2011). Ademais, os efeitos *priming* positivo e negativo podem ocorrer simultaneamente, apesar de o último ser de maior ocorrência no longo prazo. A aplicação do biocarvão estimulou a mineralização do C em solos com baixo teor de argila (Singh; Cowie, 2014). No entanto, este efeito foi transitório devido à redução do compartimento lábil de C e às interações organominerais induzidas pela presença do biocarvão no solo. Avaliando uma ampla gama de biocarvões, Zimmerman et al. (2011) também encontraram efeito *priming* positivo transitório em solos com baixos teores de C que receberam biocarvões produzidos a partir de plantas a baixas temperaturas (250 °C - 400 °C) e observaram efeito *priming* negativo em solos com a aplicação de biocarvões de resíduos lenhosos obtidos em temperaturas mais altas (525 °C - 650 °C). Em uma metanálise recente, Wang et al. (2016) constataram uma grande variação no efeito *priming* em função das características do biocarvão e do solo. No entanto, os autores encontraram efeito *priming* positivo predominantemente em solos de baixa fertilidade e baixo teor de argila.

O biocarvão também pode retardar a mineralização do C nativo, comparado a solos sem a adição deste material (Wang et al., 2016). Nesse caso, os compostos orgânicos lábeis presentes no biocarvão são preferencialmente utilizados pela microbiota do solo, especialmente quando aplicados a solos com baixos teores de C (Abbruzzini et al., 2017). Além disso, alguns biocarvões podem reduzir a solubilização de outras fontes de C por meio do armazenamento do C nativo nas partículas do solo – mecanismo de proteção física (Wang et al., 2016) – ou pelo fato de o biocarvão ser capaz de absorver parte dos fluxos de CO_2 do solo (Lorenz; Lal, 2014).

Um efeito do biocarvão no solo, ainda pouco estudado, é a sua capacidade de reduzir o albedo superficial, que é uma medida de quão reflexiva é uma superfície. Devido à coloração geralmente escura do biocarvão e à sua aplicação em grandes quantidades, este material é capaz de escurecer a superfície do solo, alterando, assim, a razão entre a radiação solar refletida e a radiação solar incidente na superfície do solo (Verheijen et al., 2013). Considerando uma taxa de aplicação global de biocarvão equivalente a 10 Mg ha^{-1}, Verheijen et al. (2013) simularam uma redução do forçamento radiativo - diferença entre a radiação solar absorvida pela Terra e a energia radiada de retorno-negativo de 13% e 44% para cultivos agrícolas e de 28% e 94% para pastagens, quando o biocarvão é

aplicado com ou sem a sua incorporação na camada superficial do solo. Sendo assim, é importante incluir as mudanças no albedo superficial no potencial de mitigação das mudanças climáticas (Verheijen et al., 2013).

O potencial de mitigação global de emissões de GEE pelo uso de biocarvão na faixa de 0,03-6,6 Gt de CO_2 eq ano^{-1}, em 2050, foi estimado por Jia et al. (2019), que se basearam no levantamento feito pelo IPCC. Considerando um cenário no qual poderia haver quantidade limitada de biomassa disponível para a produção do biocarvão, Woolf et al. (2010) estimaram um potencial de abatimento entre 3,7 e 6,6 Gt de CO_2 eq ano^{-1}, incluindo 2,6-4,6 Gt de CO_2 ano^{-1} que correspondem à estabilização do C. Griscom et al. (2017) sugeriram um potencial do biocarvão de 1,0 Gt de CO_2 ano^{-1}, enquanto Fuss et al. (2018) propuseram a faixa de 0,5-2,0 Gt de CO_2 eq ano^{-1} como sendo o potencial sustentável do biocarvão para emissões negativas.

Diante do exposto, o biocarvão tem ganhado atenção como uma ferramenta promissora para aumentar o sequestro de C nos solos, e foi incluído no relatório do IPCC em 2014 (Smith et al., 2014) como uma opção de mitigação do lado da oferta, o que significa que as emissões de CO_2 devido ao manejo e uso da terra podem ser reduzidas e os estoques de C podem ser aumentados por meio da aplicação de biocarvão no solo. Apesar de se tratar de uma estratégia de manejo do solo promissora para a redução do C emitido para a atmosfera, a aplicação do biocarvão ao solo ainda não está bem estabelecida em operações agrícolas de grande escala. Além disso, no Brasil o seu uso ainda é pouco difundido fora do meio acadêmico-científico ou fomentado por meio de políticas públicas e/ou programas governamentais, e o maior interesse por este material no setor agropecuário está centrado principalmente no seu uso como condicionador de solo e/ou alternativa no manejo de resíduos, e não tanto no seu potencial de mitigação das mudanças climáticas (Rittl et al., 2015). Por isso, as políticas e diretrizes relativas à gestão de resíduos sólidos e iniciativas relacionadas às mudanças climáticas são de grande relevância para a implementação efetiva do biocarvão como agente mitigador das mudanças climáticas.

Considerações finais

O uso agrícola do solo com técnicas convencionais de cultivo, incluindo aração e gradagem do solo, é apontado com uma das principais causas das emissões de gases do efeito estufa para a atmosfera e redução do C do solo, o que potencializa o aquecimento global, cujas consequências adversas podem influenciar a produtividade agrícola e a oferta de serviços ambientais. A adoção de sistemas de manejo conservacionistas tem modificado esse quadro acelerado de degradação do solo, perdas de safra e redução da produtividade das culturas.

Resultados de diversas pesquisas mostram que essas práticas podem, por um lado, reduzir as emissões de gases para a atmosfera e, por outro lado, incorporar e armazenar C no solo acumulado na atmosfera sob a forma de CO_2.

Dessa forma, os sistemas conservacionistas de manejo do solo e a diversificação do ambiente de cultivo (ex.: consórcios e rotação de culturas), além de diminuir os custos de produção sem alterar a produtividade, têm também a função de mitigar as mudanças climáticas globais. Todavia, apesar do benefício ambiental que elas produzem, estas práticas conservacionistas ainda não são necessariamente reconhecidas para requerer créditos de C no âmbito da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas. É preciso, então, atuar na implementação de ações políticas imediatas para fazer com que essa redução de emissão de gases de efeito estufa, o sequestro de C em função do uso adequado do solo e a adoção de sistemas conservacionistas de manejo do solo sejam amplamente reconhecidas como atividades elegíveis.

Referências

ABBRUZZINI, T. F.; MOREIRA, M. Z.; CAMARGO, P. B.; CONZ, R. F.; CERRI, C. E. P. Increasing rates of biochar application to soil induce stronger negative priming effect on soil organic carbon decomposition. **Agricultural Research**, v. 6, p. 389-398, 2017.

ABDALLA, M.; OSBORNE, B.; LANIGAN, G.; FORRISTAL, D.; WILLIAMS, M.; SMITH, P.; JONES, M. B. Conservation tillage systems: A review of its consequences for greenhouse gas emissions. **Soil Use and Management**, v. 29, p. 199-209, 2013.

ABDO, M. T. V. N.; VALERI, S. V.; MARTINS, A. L. M. Sistemas agroflorestais e agricultura familiar: uma parceria interessante. **Revista Tecnologia e Inovação Agropecuária**, v. 1, p. 50-59, 2008.

ABREU, L. H. G.; FREITAS, I. C.; SANTANA, P. H. L.; BARBOSA, D. L. A.; SANTOS, L. D. F.; SANTOS, M. V.; SANGLAR, D. A.; FRAZÃO, L. A. Variation in soil carbon, nitrogen and microbial attributes within a silvopastoral system in the Brazilian Cerrado. **Agroforestry Systems,** v. 94, p. 2343-2353, 2020.

ALBRECHT, A.; KANDJI, S. T. Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 99, p. 15-27, 2003.

ALMEIDA, L. L. S.; FRAZÃO, L. A.; LESSA, T. A. M.; FERNANDES, L. A.; VELOSO A. L. C.; LANA, A. M. Q.; SOUZA, I. A.; PEGORARO, R. F.; FERREIRA, E. A. Soil carbon and nitrogen stocks and the quality of soil organic matter under silvopastoral systems in the Brazilian Cerrado. **Soil & Tillage Research,** v. 205, 104785, 2021.

AMADO, T. J. C.; BAYER C.; CONCEIÇÃO, P. C.; SPAGNOLLO CAMPOS, B. C.; VEIGA, M. Potential of carbon accumulation in no-till soils with intensive use and cover crops in Southern Brazil. **Journal of Environment Quality**, v. 35, p. 1599-1607, 2006.

ARAÚJO, G. G. L.; ALBUQUERQUE, S. G.; GUIMARÃES FILHO, C. Opções no uso de forrageiras arbustivo-arbóreas na alimentação animal no semiárido do nordeste. In: CARVALHO, M. M.; ALVIM, M.; CARNEIRO, J. C. (ed.). **Sistemas agroflorestais pecuários:** opções de sustentabilidade para áreas tropicais e subtropicais. Juiz de Fora: Embrapa Gado e Leite, 2001. p. 111-137.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS EXPORTADORAS DE CARNES. **Beef Report**: Perfil da Pecuária no Brasil 2019. Disponível em http://abiec.com.br/ publicacoes/beef-report-2019/. Acesso em: 20 jan. 2021.

AUSTIN, A. T.; VIVANCO, L. Plant litter decomposition in a semi-arid ecosystem controlled by photodegradation. **Nature**, v. 442/3, p. 555-558, 2006.

AVNERI-KATZ, S.; YOUNG, R. B.; MCKENNA, A. M.; CHEN, H.; CORILO, Y. E.; POLUBESOVA, T.; BORCH, T.; CHEFETZ, B. Organic geochemistry adsorptive fractionation of dissolved organic matter (DOM) by mineral soil: Macroscale approach and molecular insight. **Organic Geochemistry,** v. 103, p. 113-124, 2017.

BAGGS, E. M.; CHEBII, J.; NDUFA, J. K. A short-term investigation of trace gas emissions following tillage and no-tillage of agroforestry residues in western Kenya. **Soil & Tillage Research**, v. 90, p. 69-76, 2006.

BAGGS, E. M.; STEVENSON, M.; PIHLATIE, M.; REGAR, A.; COOK, H.; CADISCH, G. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertilizer under zero and conventional tillage. **Plant and Soil**, v. 254, p. 361-370, 2003.

BALBINO, L. C.; BARCELLOS. A. O.; STONE. L. F. (ed.). **Marco referencial em integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF)**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2011. 130 p.

BALESDENT, J.; BASILE-DOELSCH, I.; CHADOEUF, J.; CORNU, S.; DERRIEN, D.; FEKIACOVA, Z.; HATTÉ, C. Atmosphere–soil carbon transfer as a function of soil depth. **Nature,** v. 559, p. 599-602, 2018.

BASANTA, M. V.; DOURADO NETO, D.; REICHARDT, K.; BACCHI, O. O. S.; OLIVEIRA, J. C. M.; TRIVELIN, P. C. O.; TIMM, L. C.; TOMINAGA, T. T.; CORRECHEL, V.; CÁSSARO, F. A. M.; PIRES, L. F.; MACEDO, J. R. Management effects on nitrogen recovery in a sugarcane crop grown in Brazil. **Geoderma**, v. 116, p. 235-248, 2003.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; AMADO, T. J. C.; MARTIN-NETO, L.; FERNANDES, S. V. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, v. 54, p. 101-109, 2000.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil & Tillage Research**, v. 86, p. 237-245, 2006.

BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C. **Plant litter:** Decomposition, humus formation, carbon sequestration. 2. ed. Germany: Springer, 2008. 337 p.

BLAIR, G. J.; LEFROY, R. D. B.; LISLE, L. Soil carbon fractions, based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. **Australian Journal of Agricultural Research**, v. 46, p. 1459-1466, 1995.

BORDONAL, R. O.; MENANDRO, L. M. S.; BARBOSA, L. C.; LAL, R.; MILORI, D. M. B. P.; KOLLN, O. T.; FRANCO, H. C. J.; CARVALHO, J. L. N. Sugarcane yield and soil carbon response to straw removal in south-central Brazil. **Geoderma,** v. 328, p. 79-90, 2018.

BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CONCEIÇÃO, P. C.; ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; SANTOS, H. P.; DENARDIN, J. E.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. **Global Change Biology**, v. 16, p. 784-795, 2009.

BOSSIO, D. A.; COOK-PATTON, S. C.; ELLIS, P. W.; SANDERMAN, J.; SMITH, P.; WOOD, S.; ZOMER, R.J.; von UNGER, M.; EMMER, I. M.; GRISCOM, B. W. The role of soil carbon in natural climate solutions. **Nature Sustainability**, v. 3, p. 391-398, 2020.

BRASIL. intended Nationally Determined Contributions (iNDC) - Brazil. http://www.mma.gov.br/images/arquivos/clima/convencao/indc/BRAZIL_iNDC_english.pdf. 2015. Acesso em outubro de 2019.

BRASIL – Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações. **Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima**. Brasília, DF, 2020. 519 p.

CALIL, F. N.; LIMA, N. L.; SILVA, R. T.; MORAES, M. D.; BARBOSA, P. V. G.; LIMA, P. A. F.; BRANDÃO, D. C.; SILVA-NETO, C. M.; CARVALHO, H. C. S.; NASCIMENTO, A. D. R. Biomass and nutrition stock of grassland and accumulated litter in a silvopastoral system with Cerrado species. **African Journal of Agricultural Research**, v. 11, p. 3701-3709, 2016.

CAMARGO, A. M. M. P.; CASER, D. V.; CAMARGO, F. P.; OLIVETTE, M. P. A.; SACHS, R. C. C.; TORQUATO, S. A. Dinâmica e tendência da expansão da cana-de-açúcar sobre as demais atividades agropecuárias no Estado de São Paulo. 2001-2006. **Informações econômicas**, v. 38, p. 47-66, 2008.

CAMPBELL, E. E.; PAUSTIAN, K. Current developments in soil organic matter modeling and the expansion of model applications: a review. **Environmental Research Letters**, v. 10, 123004, 2015.

CAMPOS, B. H. C.; AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; NICOLOSO, R. S.; FIORIN, J. E. Carbon stock and its compartments in a subtropical Oxisol under long-term tillage and crop rotation systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 805-817, 2011.

CAMPOS, L. P.; LEITE, L. F. C.; MACIEL, G. A.; BRASIL, E. L.; IWATA, B. F. Stocks and fractions of organic carbon in an Oxisol under different management systems. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, p. 304-312, 2013.

CAMPOS, P.; MILLER, A. Z.; KNICKER, H.; COSTA-PEREIRA, M. F.; MERINO, A.; DE LA ROSA, J. M. Chemical, physical and morphological properties of biochars produced from agricultural residues: Implications for their use as soil amendment. **Waste Management**, v. 105, p. 256-267, 2020.

CANÇADO, J. E. D.; SALDIVA, P. H. N.; PEREIRA, L. A. A.; LARA, L. B. L. S.; ARTAXO, P.; MARTINELLI, L. A.; ARBEX, M. A.; ZANOBETTI, A.; ALFESIO, L. F.; BRAGA, A. L. F. The Impact of Sugar Cane- Burning Emissions on the Respiratory System of Children and the Elderly. **Environmental Health Perspectives**, v. 114, p. 735-729, 2006.

CANELLAS, L. P.; BALDOTTO, M. A.; BUSATO, J. G.; MARCIANO, C. R.; MENEZES, S. C.; SILVA, N. M. D.; RUMJANEK, V. M.; VELLOSO, A. C. X.; SIMÕES, M. L.; MARTIN-NETO, L. Estoque e qualidade da matéria orgânica de um solo cultivado com cana-de-açúcar por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 331-340, 2007.

CARMO, J. B.; FILOSO, S.; ZOTELLI, L. C.; SOUSA NETO, E. R.; PITOMBO, L. M.; DUARTE-NETO, P. J. In field greenhouse gas emissions from sugarcane soils in brazil: Effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. **GCB Bioenergy,** v. 5, p. 267-280, 2013.

CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M. C.; GODINHO, P.; CERRI, C. C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil & Tillage Research**, v. 103, p. 342-349, 2009.

CARVALHO, J. L. N.; RAUCCI, G. S.; CERRI, C. E. P.; BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; WRUCK, F. J.; CERRI, C. C. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. **Soil & Tillage Research,** v. 110, p. 175-186, 2010.

CERETA, C. A.; BAYER, C. DICK, D. P.; MARTIN-NETO, L.; COLNAGO, L. A. Métodos espectroscópico. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F.A.O. (ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo:** Ecossistemas tropicais e subtropicais. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 201-227.

CHRISTENSEN, B. T. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. In: CARTER, M. R.; STEWART, B. A. (ed.). **Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils**. Boca Raton: CRC-Lewis, 1996. p. 97-165.

CONAB. **Acompanhamento da safra brasileira**: cana-de-açúcar safra 2021: terceiro levantamento. Brasília, DF, 2021.

CONANT, R. T.; PAUSTIAN, K.; ELLIOT, E. T. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. **Ecological Application**, v. 11, p. 343-355, 2001.

CONANT, R.; CERRI, C.E.P.; OSBORN, B.B.; PAUSTIAN, K. Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. **Ecological Applications**, v. 27, 662-668, 2017.

CONCEIÇÃO, M. C.; MATOS, E. D. S.; BIDONE, E. D.; RODRIGUES, R.; CORDEIRO, R. C. Changes in soil carbon stocks under Integrated Crop-Livestock-Forest system in the Brazilian Amazon Region. **Agricultural Sciences**, v. 8, p. 904-913, 2017.

CONZ, R. F.; ABBRUZZINI, T. F.; ANDRADE, C. A.; MILORI, D. M. B. P.; CERRI, C. E. P. Effect of pyrolysis temperature and feedstock type on agricultural properties and stability of biochars. **Agricultural Sciences**, v. 8, p. 914-933, 2017.

CORAZZA, E. J.; SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 425-432, 1999

COSER, T. R.; FIGUEIREDO, C. C.; JOVANOVIC, B.; MOREIRA, T. N.; LEITE, G. G.; CABRAL FILHO, S. L. S.; KATO, E.; MALAQUIAS, J. V.; MARCHÃO, R. L. Short-term buildup of carbon from a low-productivity pastureland to an agrisilviculture system in the Brazilian savannah. **Agricultural Systems**, v. 166, p. 184-195, 2018.

COSTA JUNIOR, C.; CORBEELS, M.; BERNOUX, M.; PICCOLO, M. C.; SIQUEIRA NETO, M.; FEIGL, B.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C.; SCOPEL, E.; LAL, R. Assessing soil carbon storage rates under no-tillage: comparing the synchronic and diachronic approaches. **Soil & Tillage Research,** v. 134, p. 207-212, 2013.

CROSS, A.; SOHI, S. P. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. **Soil Biology and Biochemistry,** v. 43, p. 2127-2134, 2011.

CRUZ, A. C. R.; PAULETTO, E. A.; FLORES, C. A.; SILVA, J. B. Atributos físicos e carbono orgânico de um Argissolo Vermelho sob sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 1105-1112, 2003.

DEL GROSSO, S. J.; PARTON, W. J.; ADLER, P. R.; DAVIS, S. C.; KEOUGH, C.; MARX, E. Simulated interaction of carbon dynamics and nitrogen trace gas fluxes using the DAYCENT model. In SCHFFER, M. J.; MA, L.; HANSEN, S. (ed.). **Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management**. Boca Raton: CRC Press, 2001. p. 303-332.

DERENNE, S.; QUÉNÉA, K. Analytical pyrolysis as a tool to probe soil organic matter. **Journal of Analytical and Applies Pyrolysis**, v. 111, p. 108-120, 2015.

DIAS-FILHO, M. B. **Diagnóstico das pastagens no Brasil**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2014, 36 p.

DIOCHON, A. C.; KELLMAN, L. Physical fractionation of soil organic matter: Destabilization of deep soil carbon following harvesting of a temperate coniferous forest. **Journal of Geophysical Research,** v. 114, p. 1-9, 2009.

DIECKOW, J.; BAYER, C.; CONCEIÇÃO, P. C.; ZANATTA, J. A.; MARTIN-NETO, L.; MILORI, D. B. M.; SALTON, J. C.; MACEDO, M. M.; MIELNICZUK, J.;\ HERNANI, L. C. Land use, tillage, texture and organic matter stock and composition in tropical and subtropical Brazilian soils. **European Journal of Soil Science**, v. 60, p. 240-249, 2009.

ELLERT, B. H.; BETTANY, J. R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science,** v. 75, p. 529-538, 1995.

ENGEL, F. L.; BERTOL, I.; RITTER, S. R.; PAZ GONZÁLEZ, A.; PAZ-FERREIRO, J.; VIDAL VÁZQUEZ, E. Soil erosion under simulated rainfall in relation to phenological stages of soybeans and tillage methods in Lages, SC, Brazil. **Soil & Tillage Research**, v. 103, p. 216-221, 2009.

ESRL Global Monitoring Laboratory. **Trends in Atmospheric Carbon Dioxide**. Disponível em: https://gml.noaa.gov/ccgg/trends/data.html. Acesso em: 20 jan. 2022.

FAAIJ, A. P. Bio-energy in Europe: changing technology choices. **Energy Policy**, v. 34, p. 322-342, 2006.

FAO. **OECD-FAO Agricultural Outlook 2021-2029**. Paris, 2021. 146 p.

FERRAZ, E. S. B.; OMETTO, J. P. H. B.; MARTINELLI, L. A.; MOREIRA, M. Z.; CAMARGO, P. B.; VICTORIA, R. L. **Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis**. [Curitiba]: Oficina de Textos, 2009. 144 p.

FIGUEIREDO, E. B.; LA SCALA JR., N. Greenhouse gas balance due to the conversion of sugarcane areas from burned to green harvest in Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 141, p. 77-85, 2011.

FRANCHINI, J. C.; DEBIASI, H.; WRUCK, F. J.; SKORUPA, L. A.; WINK, N. N.; GUISOLPHI, I. J.; CAUMO, A. L.; HATORI, T. **Integração lavoura-pecuária: alternativa para diversificação e redução do impacto ambiental do sistema produtivo no Vale do Rio Xingu**. Londrina: Embrapa Soja, 2010. 20 p.

FREITAS, P. L.; BLANCANEAUX, P.; GAVINELLI, E.; LARRE-LARROUY, M. C.; FELLER, C. Nível e natureza do estoque orgânico de latossolos sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, p. 157-170, 2000.

FREITAS, I. C.; RIBEIRO, J. M.; ARAÚJO, N. C. A.; SANTOS, M. V.; SAMPAIO, R. A.; FERNANDES, L. A.; AZEVEDO, A. M.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. E. P; FRAZÃO, L. A. Agrosilvopastoral systems and well-managed pastures increase soil carbon stocks in the Brazilian Cerrado. **Rangeland Ecology & Management**, v. 73, p. 776-785, 2020.

FROUFE, L. C. M.; RACHWAL, M. F. G.; SEOANE, C. E. S. Potencial de sistemas agroflorestais multiestrata para sequestro de carbono de áreas de ocorrência de Floresta Atlântica. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 31, p. 143-154, 2011.

FUENTES-LLANILLO, R.; TELLES, T. S.; JUNIOR, D. S.; MELO, T. R.; FRIEDRICH, T.; KASSAM, A. Expansion of no-tillage practice in conservation agriculture in Brazil. **Soil & Tillage Researc**h, v. 208, 104877, 2021.

FUSS, S.; LMAB, W. F.; CALLAGHAN, M. W.; HILAIRE, J.; CREUTZIG, F.; AMANN, T.; BERINGER, T.; GARCIA, W. O.; HARTMANN, J.; KHANNA, T.; LUDERER, G.; NEMETY, G. F.; ROGELJ, J.; SMITH, P.; VICENTE, J. L. V.; WILCOX, J; DOMINGUEZ, M. M. Z.; MINX, J. C. Negative emissions – Part 2: Costs, potentials and side effects. **Environmental Research Letters**, v. 13, 063002, 2018.

GALDOS, M. V.; CERRI, C. C.; LAL, R.; BERNOUX, M.; FEIGL, B.; CERRI, C. E. P. Net greenhouse gas uxes in Brazilian ethanol production systems. **Global Change Biology and Bioenergy**, v. 2, p. 37-44, 2010.

GATTO, A.; BARROS, N. F.; NOVAIS, R. F.; SILVA, I. R.; SÁ MENDONÇA, E.; VILLANI, E. M. A. Comparação de métodos de determinação do carbono orgânico em solos cultivados com Eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 735-740, 2009.

GAVA, G. J. C.; TRIVELIN, P. C. O.; VITTI, A. C.; OLIVEIRA, M. W. Urea and sugarcane straw nitrogen balance in a soil-sugarcane crop system. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, p. 689-695, 2005.

GMACH, M. R.; CHERUBIN, M. R.; KAISER, K.; CERRI, C. E. P. Processes that influence dissolved organic matter in the soil: A review. **Scientia Agricola**, v. 77, p. 1-10, 2020.

GOLDEMBERG, J. Biomassa e energia. **Química Nova**, v. 32, p. 582-587, 2009.

GOLDEMBERG, J.; MELLO, F.; CERRI, C.E.P.; DAVIES, C.; CERRI, C.C. Meeting the global demand for biofuels in 2021 through sustainable land use change policy. **Energy Policy**, v. 69, p. 14-18, 2014.

GONZAGA, L. C.; ZOTELLI, L. C.; CASTRO S. G. Q.; OLIVEIRA, B. G.; BORDONAL, R. O.; CANTARELLA, H.; CARVALHO, J.L.N. Implications of sugarcane straw removal for soil greenhouse gas emissions in São Paulo state, Brazil. **Bioenergy Research**, v. 12, p. 843-857, 2019.

GONZALEZ SANCHEZ, E. J.; VEROZ-GONZALEZ, O.; MORENA-GARCIA, M.; ORDONEZ FERNANDEZ, R.; GIL-RIBES, J. A.; ROMAN-VAZQUEZ, J.; HOLGADO-CABRERA, A.; KASSAM, A.; CONWAY, G.; MKOMWA, S.; TRIVINO-TARRADAS, P.; MIRANDA-FUENTES, A.; MARQUEZ-GARCIA, F.; CARBONELL-BOJOLLO, R. M. Conservation agriculture: climate change mitigation and adaptation benefits. In: KASSAM, A. (ed.). **Advances in Conservation Agriculture**, v. 2: Practice and Benefits. Cambridge: Burleigh Dodds, 2020. p. 303-334.

GRAHAM, M. H.; HAYNES, R. J.; MEYER, J. H. Changes in soil chemistry and aggregate stability induced by fertilizer applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. **European Journal of Soil Science**, v. 53, p.589-598, 2002.

GRISCOM, B. W.; ADAMNS, J.; ELLIS, P. W.; HOUGHTON, R. A.; LOMAX, G.; MITEVA, D. A.; SCHLESINGER, W. H.; SHOCH, D.; SIKAMAKI, J. V.; SMITH, P.; WOODBURY, P.; ZGANJAR, C.; BLACKMAN, A.; CAMPARI, J.; CONANT, R. T.; DELGADO, C.; ELIAS, P.; GOPALAKRISHNA, T.; HAMSIK, M. R.; HERRERO, M.; KIESECKER, J.; LANDIS, E.; LAESTADIUS, L.; LEAVITT, S. M.; MINNEMEYAR, S.; POLASKY, S.; POTAPOV, P.; PUTZ, F. E.; SANDERMAN, J.; SILVIUS, M.; WOLLENBERG, E.; FARGIONE, J. Natural climate solutions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, p. 11645-11650, 2017.

GUBIANI, E. **Estoque de carbono e nitrogênio em solo sob sistemas de manejo e culturas de inverno**. 2015. 126 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, Brasil.

HEANES, D. L. Determination of total organic-C in soils by an improved chromic acid digestion and spectrophotometric procedure. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 15, p. 1191-1213, 1984.

HEIKKINEN, J.; KESKINEN, R.; SOINNE, H.; HYVÄLUOMA, J.; NIKAMA, J.; WIKBERG, H.; KÄLLI, A.; SIIPOLA, V.; MELKIOR, T.; DUPONT, C.; CAMPARGUE, M.; LARSSON, S. H.; HANNULA, M.; RASA, K. Possibilities to improve soil aggregate stability using biochars derived from various biomasses through slow pyrolysis, hydrothermal carbonization, or torrefaction. **Geoderma**, v. 344, p. 40-49, 2019.

HEIMANN, M.; REICHSTEIN, M. Terrestrial ecosystemcarbon dynamics and climate feedbacks. **Nature**, v. 451, p.289-292, 2008.

HERATH, H.; CAMPS-ARBESTAIN, M.; HEDLEY, M. Effect of biochar on soil physical properties in two contrasting soils: an Alfisol and an Andisol. **Geoderma**, v. 209, p. 188-197, 2013.

HICKMANN, C.; COSTA, L. M. Estoque de carbono no solo e agregados em Argissolo sob diferentes manejos de longa duração. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, p. 1055-1061. 2012.

HOUGHTON, R. A. The Contemporary Carbon Cycle. In: SCHLESINGER, W. H. (ed.). Treatise on Geochemistry. [S.l.]: Elsevier, 2003. v. 8. p. 473-513.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 2017.141 p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 2021. 122 p.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. PENMAN J.; GYTARSKY M.; HIRAISHI T.; KRUG, T.; KRUGER D.; PIPATTI R.; BUENDIA L.; MIWA K.; NGARA T.; TANABE K.; WAGNER F (ed.). **Good Practice Guidance for Land Use, land - Use Change and Forestry IPCC/IGES, Hayama**. Havana, 2003.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. EGGLESTON, S.; BUENDIA L.; MIWA K.; NGARA T.; TANABE K. (ed.). **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories IPCC/IGES**. Hayama, 2006.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change and Land**. An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems, 2019 Disponível em: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/08/4.-SPM_Approved_Microsite_FINAL.pdf. Acesso em: 25 out. 2019.

JANTALIA, C. P.; RESCK, D. V. S.; ALVES, B. R. J.; ZOTARELLI, L.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Tillage effect on C stocks of a clayey Oxisol under a soybean-based crop rotation in the Brazilian Cerrado region. **Soil & Tillage Research**, v. 95, p. 97-109, 2007.

JIA, G.; SHEVLIAKOVA, E.; ARTAXO, P.; NOBLET-DUCOUDRÉ, N.; HOUGHTON, R.; HOUSE, J.; KITAJIMA, K.; LENNARD, C.; POPP, A.; SIRIN, A.; SUKUMAR, R.; VERCHOT, L. Land–climate interactions. In: SHUKLA, J.; SKEG, J.; BUENDIA, E.C.; MASSON-DELMOTTE, V.; PORTNER, H.O.; ROBERTS, D.C.; ZHAI, P.; SLADE, R.; CONNORS, S.; DIEMEN, S.; FERRAT, M.; HAUGHEY, E.; LUZ, S.; PATHAK, M.; PETZOLD, J.; PORTUGAL FERREIRA, J.; VYAS, P.; HUNTLEY, E.; KISSICK, K.; BELKACEMI, M.; MALLEY, J. (ed.). **Climate Change and Land:** an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. 2019. 274 p.

KAISER, K.; GUGGENBERGER, G. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. **Organic Geochemistry**, v. 31, p. 711-725, 2000.

KAISER, K.; GUGGENBERGER, G.; HAUMAIER, L. Changes in dissolved lignin-derived phenols, neutral sugars, uronic acids, and amino sugars with depth in forested Haplic Arenosols and Rendzic Leptosols. **Biogeochemistry**, v. 70, p. 135-151, 2004.

KAISER, K.; KALBITZ, K. Cycling downwards - dissolved organic matter in soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 52, p. 29-32, 2012.

KALBITZ, K. Changes in properties of soil-derived dissolved organic matter induced by biodegradation. **Soil Biology and Biochemistry,** v. 35, p. 1129-1142, 2003.

KALBITZ, K.; GEYER, S.; GEYER, W. A comparative characterization of dissolved organic matter by means of original aqueous samples and isolated humic substances. **Chemosphere,** v. 40, p. 1305-1312, 2000.

KALBITZ, K.; SCHWESIG, D.; RETHEMEYER, J.; MATZNER, E. Stabilization of dissolved organic matter by sorption to the mineral soil. **Soil Biology and Biochemestry**, v. 37, p. 1319-1331, 2005.

KEATING, B. A.; CARBERRY, P. S.; HAMMER, G. L.; PROBERT, M. E.; ROBERTSON, M. J.; HOLZWORTH, D.; HUTH, N. I.; HARGREAVES, J. N. G.; MEINKE, H.; HOCHMAN, Z.; MCLEAN, G.; VERBURG, K.; SNOW, V.; DIMES, J. P.;. SILBURN, M.; WANG, E.; BROWN, S.; BRISTOW, K. L.; ASSENG, S.; CHAPMAN, S.; MCCOWN, R. L.; FREEBAIRN, D. M.; SMITH, C. J. An Overview of APSIM, a model designed for farming systems simulation. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON MODELING CROPPING SYSTEMS, 2nd. 2001. Florence. Proceedings... Florence, 2001. p. 267-288.

KRAMER, M. G.; CHADWICK, O. A. Climate-driven thresholds in reactive mineral retention of soil carbon at the global scale. **Nature Climate Change**, v. 8, p. 1104-1108, 2018.

LAL, R. Biochar and soil carbon sequestration. In: GUO, M.; HE, Z.; UCHIMIYA, S. M. (ed.). **Agricultural and Environmental Applications of Biochar: Advances and Barriers**. Madison: SSSA Special Publication, v. 63, p. 175-197, 2016.

LEITE, L. F. C.; CARDOSO, M. J.; COSTA, D. B.; FREITAS, R. C. A.; RIBEIRO, V. Q.; GALVÃO, S. R. S. Estoques de C e de N e produtividade do milho sob sistemas de preparo e adubação nitrogenada em um Latossolo Vermelho-Amarelo do Cerrado piauiense. **Ciência Rural**, v. 39, p. 2460-2466, 2009.

LEITE, L. F. C.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V.; MADARI, B. E.; MACHADO, P. L. O. A.; BARCELLOS, A. O.; BALBINO, L. C. O potencial de seqüestro de carbono em sistemas de produção integrados: integração lavoura-pecuária-floresta. In: ENCONTRO NACIONAL DE PLANTIO DIRETO NA PALHA, 12., 2010, Foz do Iguaçu. Tecnologia que mudou a visão do produtor: resumos. Ponta Grossa: FEBRAPDP, 2010. p. 60-76.

LEITE, L. F. C.; IWATA, B. F.; ARAÚJO, A. S. F. Soil organic matter pools in a tropical savanna under agroforestry system in northeastern Brazil. **Revista Árvore**, v. 38, p. 711-723, 2014.

LI, C.; ABER, J. D.; STANGE, K.; BUTTERBACH-BAHL, K.; PAPEN, H. A process-oriented model of N_2O and NO emissions from forest soils: 1. Model development. **Journal of Geophysical Research**, v. 105, p. 4369-4384, 2000.

LIMA, S. S.; LEITE, L. F. C.; OLIVEIRA, F. C.; COSTA, D. B. Atributos químicos e estoques de carbono e nitrogênio em Argissolo Vermelho-Amarelo sob sistemas agroflorestais de corte e queima no norte do Piauí. **Revista Árvore**, v. 5, p. 51-60, 2011.

LORENZ, K., LAL, R. Biochar application to soil for climate change mitigation by soil organic carbon sequestration. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 177, p. 651-670, 2014.

LU, S.-G., SUN, F.-F., ZONG, Y.-T. Effect of rice husk biochar and coal fly ash on some physical properties of expansive clayey soil (Vertisol). **Catena**, v. 114, p. 37-44, 2014.

MACEDO, M. C. M. Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 38, p. 133-146, 2009.

MACHADO, P. L. O. A.; SILVA, C. A. Soil management under no-tillage systems in the tropics with special reference to Brazil. **Nutrient Cycling Agroecosystem**, v. 61, p. 119-130, 2001.

MAIA, S. M. F.; CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; LAL, R.; BERNOUX, M.; GALDOS, M. V.; CERRI, C. C. Contrasting approaches for estimating soil carbon changes in Amazon and Cerrado biomes. **Soil & Tillage Research**, v. 133, p. 75-84, 2013.

MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S.; ARAÚJO-FILHO, J. A. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. **Agroforestry System**, v. 71, p. 127-138, 2007.

MAIA, S. M. F.; OGLE, S. M.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. **Geoderma**, v. 149, p. 84-91, 2009.

MAIA, S. M. F.; MEDEIROS, A. S.; SANTOS, T. C.; LYRA, G. B.; LAL, R.; ASSAD, E. D.; CERRI, C. E. P. Potential of no-till agriculture as a nature-based solution for climate-change mitigation in Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 220, 105368, 2022.

MANZATTO, C. V.; ARAUJO, L. S.; ASSAD, E. D.; SAMPAIO, F. G.; SOTTA, E. D.; VICENTE, L. E.; PEREIRA, S. E. M.; LOEBMANN, D. G. S. W.; VICENTE, A. K. **Mitigação das emissões de gases de efeitos estufa pela adoção das tecnologias do Plano ABC**: estimativas parciais. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2020. 36 p. (Documentos, 122).

MARCHÃO, L. R.; BECQUER, T.; BRUNET, D.; BALBINO, L. C.; VILELA, L.; BROSSARD, N. D. M. Carbon and nitrogen stocks in a Brazilian clayey Oxisol: 13-year effects of integrated crop-livestock management systems. **Soil & Tillage Research**, v. 103, p. 442-450, 2009.

MARTIN NETO, L.; VAZ, C. M. P.; CRESTANA, S. **Instrumentação avançada em ciência do solo.** Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2007. 438 p.

MCBEATH, A. V.; SMERNIK, R. J. Variation in the degree of aromatic condensation of chars. **Organic Geochemistry**, v. 40, p. 1161-1168, 2009.

MCBEATH, A. V.; SMERNIK, R. J.; SCHNEIDER, M. P. W.; SCHMIDT, M. W. I.; PLANT, E. L. Determination of the aromaticity and the degree of aromatic condensation of a thermosequence of wood charcoal using NMR. **Organic Geochemistry**, v. 42, p. 1194-1202, 2011.

MELLO, F. F. C.; CERRI, C. E. P.; DAVIS, C. A.; HOLBROOK, N. M.; PAUSTIAN, K.; MAIA, S. M. F.; GALDOS, M. V.; BERNOUX, M.; CERRI, C. C. Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. **Nature Climate Change**, v. 4, p. 605-609, 2014.

MINASNY, B.; MALONE, B. P.; MCBRATNEY, A. B.; ANGERS, D. A.; ARROUAYS, D.; CHAMBERS, A.; CHAPLOT, V.; CHEN, Z. S.; CHENG, K.; DAS, B. S.; FIELD, D. J.; GIMONA, A.; HEDLEY, C. B.; HONG, S. Y.; MANDAL, B.; MARCHANT, B. P.; MARTIN, M.; MCCONKEY, B. G.; MULDER, V. L.; O'ROURKE, S.; RICHER-DE-FORGES, A. C.; ODEH, I.; PADARIAN, J.; PAUSTIAN, K.; PAN, G.; POGGIO, L.; SAVIN, I.; STOLBOVOY, V.; STOCKMANN, U.; SULAEMAN, Y.; TSUI, C. C.; VAGEN, T. G.; WESEMAEL, B.; WINOWIECKI, L. Soil carbon 4 per mile. **Geoderma**, v. 92, p. 59-86, 2017.

MOHAN, D.; PITTMAN JR, C. U.; STEELE, P. H. Pyrolysis of wood/biomass for bio-oil: A critical review. **Energy and Fuels**, v. 20, p. 848-889, 2006.

MORAES, A. D.; CARVALHO, P. C. D. F.; LUSTOSA, S. B. C.; LANG, C. R.; DEISS, L. Research on integrated crop-livestock systems in Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45, p. 1024-1031, 2014.

MORGAN, H.; SOHI, S.; SHACKLEY, S. Biochar: An Emerging carbon abatement and soil management strategy. **Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science**. 30 July 2020. DOI: https://doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.550.

NAIR, P. K. R.; TONUCCI, R. G.; GARCIA, R.; NAIR, V. D. Silvopasture and carbon sequestration with special reference to the Brazilian savanna (Cerrado). In: KUMAR, B. M.; NAIR, P. K. R. (ed.). **Carbon sequestration potential of agroforestry systems:** opportunities and challenges. London: New York: Springer, 2011. p. 145-162.

NASCIMENTO, P. C.; BAYER, C.; SILVA NETTO, L. F.; VIAN, A. C.; VIEIRO, F.; MACEDO, V. R. M.; MARCOLIN, E. Sistemas de manejo e a matéria orgânica de solo de várzea com cultivo de arroz. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1821-1827, 2009.

NOGUEIRA, R. S. **Distribuição espacial de carbono, nutrientes e solo em Luvissolos sob sistemas agrícolas tradicionais e agroflorestais no município de Sobral-CE**. 2009. 156 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

NOVOTNY, E. H., MAIA, C. M. B. F., CARVALHO, M. T. M., MADARI, B. E. Biochar: pyrogenic carbon for agricultural use - a critical review. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 321-344, 2015.

OLIVEIRA, D. M. S.; PAUSTIAN, K.; DAVIES, C. A.; CHERUBIN, M. R.; FRANCO, A. L. C.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Soil carbon changes in areas undergoing expansion of sugarcane into pastures in south-central Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 228, p. 38-48, 2016a.

OLIVEIRA, D. M. S.; SCHELLEKENS, J.; CERRI, C. E. P. Molecular characterization of soil organic matter from native vegetation-pasture-sugarcane transitions in Brazil. **Science and Total Environment**, v. 548-549, p. 450-462, 2016b.

OLIVEIRA, D. M. S.; PAUSTIAN, K.; COTRUFO, M. F.; FIALLOS, A. R.; CERQUEIRA, A. G.; CERRI, C. E. P. Assessing labile organic carbon in soils undergoing land use change in Brazil: A comparison of approaches. **Ecological indicators**, v. 72, p. 411-419, 2017a.

OLIVEIRA, D. M. S.; WILLIAMS, S.; CERRI, C. E. P.; PAUSTIAN, K. Predicting soil C changes over sugarcane expansion in Brazil using the DayCent model. **GCB Bioenergy**, v. 9, p. 1436-1446, 2017b.

OLIVEIRA, J. M.; MADARI, B. E.; CARVALHO, M. T. M.; ASSIS, P. C. R.; SILVEIRA, A. L. R.; LIMA, M. L.; WRUCK, F. J.; MEDEIROS, J. C.; MACHADO, P. L. O. A. Integrated farming systems for improving soil carbon balance in the southern Amazon of Brazil. **Regional Environmental Change**, v. 18, p. 105-116, 2018.

OLIVEIRA, D. C., MAIA, S. M. F., FREITAS, R. A. et al. Changes in soil carbon and soil carbon sequestration potential under different types of pasture management in Brazil. **Reg Environ Change,** v. 22, n. 3, p. 87, 2022. DOI: https://doi.org/10.1007/s10113-022-01945-9

PARRON, L. M.; RACHWAL, M. F. G.; MAIA, C. D. F. Estoques de carbono no solo como indicador de serviços ambientais. In: PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B.; BROWEN, G. G.; PRADO, R. B. (ed.). **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica**. Colombo: Embrapa Floresta, 2015. 89 p.

PARTON, W. J.; HARTMAN, M.; OJIMA, D.; SCHIMEL, D. DAYCENT: Its land surface submodel-description and testing. **Global and Planetary Change,** v. 19, p. 35-48, 1998.

PAVINATO, A. **Carbono e nutrientes no solo e a sustentabilidade do sistema soja-algodão no Cerrado brasileiro**. 2009. 203 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

PEREIRA, R. C.; KAAL, J.; ARBESTAIN, M. C.; LORENZO, R. P.; AITKENHEAD, W.; HEDLEY, M.; MACÍAS, F.; HINDMARSH, J.; MACIÁ-AGULLÓ, J.A. Contribution to characterisation of biochar to estimate the labile fraction of carbon. **Organic Geochemistry**, v. 42, p. 1331-1342, 2011.

POWLSON, D. S.; POULTON, P. R.; GLENDINING, M. J.; MACDONALD, A. J.; GOULDING, K. W. T. Is it possible to attain the same soil organic matter content in arable agricultural soils as under natural vegetation? **Outlook on Agriculture**, v. 51, p. 91-104, 2022

PLANTE, A. F.; SIX, J.; PAUL, E. A.; CONANT, R. T. Does physical protection of soil organic matter attenuate temperature sensitivity? **Soil Science Society of American Journal**, v. 73, p. 1168-1172, 2009.

REHRAH, D.; REDDYEM, R.; NOVAKD, J. M.; BANSODEB, R. R.; SCHIMMELF, K. A.; YUC, J.; WATTSD, D. W.; AHMEDNAA, M. Production and characterization of biochars from agricultural by-products for use in soil quality enhancement. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 108, p. 301-309, 2014.

REIS, J. C.; KAMOI, M. Y. T.; LATORRACA, D.; CHEN, R. F. F.; MICHETTI, M.; WRUCK, F. J.; GARRET, R. D.; VALENTIM, J. F.; RODRIGUES, R. A. R.; RODRIGUES-FILHO, S. Assessing the economic viability of integrated crop livestock systems in Mato Grosso, Brazil. **Renewable Agriculture and Food Systems**, v. 34, p. 631-642, 2020.

RIBEIRO, J. M. **Dinâmica do carbono orgânico em cronossequências de uso do solo no Cerrado mineiro: mudanças nos estoques e simulação com o modelo Century**. 2020. 96 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Montes Claros.

RITTL, T. F.; ARTS, B.; KUYPER, T. W. Biochar: An emerging policy arrangement in Brazil? **Environmental Science & Policy**, v. 51, p. 45-55, 2015.

RODRÍGUEZ, F. J.; SCHLENGER, P.; GARCÍA-VALVERDE, M. Monitoring changes in the structure and properties of humic substances following ozonation using UV-Vis, FTIR and 1 H NMR techniques. **Science and Total Environment**, v. 541, p. 623-637, 2016.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P. Tillage effects on soil organic matter in the density fractions of a Cerrado Oxisol. **Soil & Tillage Research**, v. 70, p. 107-119, 2003.

ROSCOE, R.; MACHADO, P. L. O. A. Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. 86 p.

ROSSETTI, K. V.; CENTURION, J. F. Estoque de carbono e atributos físicos de um Latossolo em cronossequência sob diferentes manejos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, p. 252-258, 2015.

RUIZ-CORRÊA, S. T.; BARBOSA, L. C.; MENANDRO, L. M. S.; SCARPARE, F. V.; REICHARDT, K.; MORAES, L.; OLIVEIRA, T. A. D.; FRANCO, H. C. J.; CARVALHO, J. L. N. Straw removal effects on soil water dynamics, soil temperature, and sugarcane yield in South-Central Brazil. **Bioenergy Res**earch, v. 12, p. 749-763, 2019.

SÁ, J. C. M.; CERRI, C. C.; LAL, R.; DICK, W. A.; VENZKE FILHO, S.; PICCOLO, M. C.; FEIGL, B. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. **Soil Science Society of American Journal**, v. 65, p. 1486-1499, 2001.

SÁ, J. C. M.; LAL, R.; CERRI, C. C.; LORENZ, K.; HUNGRIA, M.; CARVALHO, P. C. F. Low-carbon agriculture in South America to mitigate global climate change and avance food security. **Environment International**, v. 98, p. 102-112, 2017.

SACRAMENTO, J. A. A. S. D.; ARAÚJO, A. C. D. M.; ESCOBAR, M. E. O.; XAVIER, F. A. D. S.; CAVALCANTE, A. C. R.; OLIVEIRA, T. S. D. Soil carbon and nitrogen stocks in traditional agricultural and agroforestry systems in the semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 784-795, 2013.

SALTON, J. C. **Matéria orgânica e agregação do solo na rotação lavoura-pastagem em ambiente tropical**. 2005. 158 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; FABRÍCIO, A. C.; MACEDO, M. C. M.; BROCH, D. L. Teor e dinâmica do carbono no solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, p. 349-1356, 2011.

SANTOS, T. C. **Impactos das mudanças de uso da terra e manejo nos estoques de carbono do solo em diferentes biomas brasileiros**. 2019. 70 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Produção Vegetal) – Universidade Federal de Alagoas, Rio Largo.

SARKER, T. S.; INCERTI, G.; SPACCINI, R.; PICCOLO, A.; MAZZOLENI, S.; BONANOMI, B. Linking organic matter chemistry with soil aggregate stability: insight from 13C NMR spectroscopy. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 117, p. 175-184, 2018.

SELECKY, T.; BELLINGRATH-KIMURA, S. D.; KOBATA, Y.; YAMADA, M.; GUERRINI, I. A.; UMEMURA, H. M.; SANTOS, D. A. Changes in carbon cycling during development of successional agroforestry. **Agriculture**, v. 7, p. 25-37, 2017.

SILVA, A. R.; SALES, A.; VELOSO, C. A. C.; CARVALHO, E. Propriedades físicas e teor de matéria orgânica de um latossolo amarelo sob sistemas integração lavoura-pecuária-floresta. **Journal of Agronomic Sciences**, v. 4, p. 144-157, 2015.

SILVA, R. A.; CRESTE, J. E.; MEDRADO, M. J. S.; MAREGA, I. Sistemas integrados de produção – O novo desafio para a agropecuária brasileira. **Colloquium Agrariae**, v. 10, p. 55-68, 2014.

SINGH, B. P.; COWIE, A. L.; SMERNIK, R. J. Biochar carbon stability in a clayey soil as a function of feedstock and pyrolysis temperature. **Environmental Science & Technology**, v. 46, p. 11770-11778, 2012.

SINGH, B. P.; COWIE, A. L. Long-term influence of biochar on native organic carbon mineralisation in a low-carbon clayey soil. **Scientific Reports**, v. 4, p. 1-9, 2014.

SIX, J.; FELLER, C.; DENEF, K.; OGLE, S. M.; MORAES, J. C.; ALBRECHT, A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no-tillage. **Agronomie**, v. 22, p. 755-775, 2002.

SMITH, J. L.; COLLINS, H. P. Management of microorganisms and their processes in soils. In: PAUL, E.A. (ed.). **Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry**. Canada: Elsevier, 2007. p. 471-500.

SMITH, P.; BUSTAMANTE, M.; AHAMMAD, H. Agriculture, forestry and other land use (AFOLU). In: EDENHOFER, O.; PICHS-MADRUGA, R.; SOKONA, Y. (ed.). **Climate Change 2014:** Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2014, p. 829-833.

SUTTIE J. M.; REYNOLDS, S. G.; BATELLO, C. **Grasslands of the World. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Plant Production and Protection Series**. Rome: Food and Agriculture Organization, n. 34, 2005.

TENELLI, S.; BORDONAL, R. O.; BARBOSA, L. C.; CARVALHO, J. L. N. Can reduced tillage sustain sugarcane yield and soil carbon if straw is removed? **Bioenergy Research**, v. 12, p. 764-777, 2019.

THOMAZINI, A.; MENDONÇA, E. S.; CARDOSO, I. M.; GARBIN, M. L. SOC dynamics and soil quality index of agroforestry systems in the Atlantic rainforest of Brazil. **Geoderma Regional**, v. 5, p. 15–24, 2015.

TIECHER, T.; SANTOS, D. R.; CALEGARI, A. Soil organic phosphorus forms under different soil management systems and winter crops, in a long term experiment. **Soil Tillage Research**, v. 124, p. 57-67, 2012.

TONUCCI, R. G.; NAIR, P. K. R.; NAIR, V. D.; GARCIA, R.; BERNARDINO, F. S. Soil Carbon Storage in Silvopasture and Related Land-Use Systems in the Brazilian Cerrado. **Journal of Environmental Quality**, v. 40, p. 1-9, 2011.

TORRES, C. M. M. E.; JACOVINE, L. A. G.; OLIVEIRA NETO, S. N.; BRIANEZI, D.; ALVES, E. B. B. M. Sistemas agroflorestais no Brasil: uma abordagem sobre a estocagem de carbono. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 34, p. 235-244, 2014.

TSUKAMOTO FILHO, A. A. **Fixação de carbono em um sistema agroflorestal com eucalipto na região do cerrado de Minas Gerais**. 2003. 98 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

USGS - Science for changing word. https://www.usgs.gov/news/featured-story/new-map-worldwide-croplands-supports-food-and-water-security. Acesso em outubro de 2019.

VAN ZWIETEN, L.; SINGH, B. P.; KIMBER, S. W. L.; MURPHY, D. V.; MACDONALD, L. M.; RUST, J.; MORRIS, S. An incubation study investigating the mechanisms that impact N2O flux from soil following biochar application. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 191, p. 53-62, 2014.

VANDENBYGAART, A. J. The myth that no-till can mitigate global climate change. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 216, p. 98-99, 2016.

VERHEIJEN, F. G. A.; JEFFERY, S.; VAN DER VELDE, M.; PENÍ EK, V.; BELAND, M.; BASTOS, A.C.; KEIZER, J.J. Reductions in soil surface albedo as a function of biochar application rate: implications for global radiative forcing. **Environmental Research Letters**, v. 8, 044008, 2013.

VITORELLO, V. A.; CERRI, C.; ANDREUX, F; FELLER, C.; VIXTÓRIA, R. L. Organic matter and natural ^{13}C distribution in forest and cultivated Oxisols. **Soil Science Society of American Journal,** v. 53, p. 773-778, 1989.

WALKLEY, A.; BLACK, A. An examination of the Degjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, v. 37, p. 29-38, 1934.

WANG, J., XIONG, Z., KUZYAKOV, Y. Biochar stability in soil: meta analysis of decomposition and priming effects. **Global Change Biology and Bioenergy**, v. 8, p. 512-523, 2016.

WEIL, R. R.; BRADY, N. Soil organic matter. In: WEIL, R.R.; BRADY, N. (ed.). **The Nature and Properties of Soils**. 14th edition. Upper Saddle River: Pearson Press, 2008. 1086 p.

WEISHAAR, J. L.; AIKEN, G. R.; BERGAMASCHI, B. A.; FRAM, M. S.; FUJII, R.; MOPPER, K. Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. **Environment Science and Technology,** v. 37, p. 4702-4708, 2003.

WOOLF, D.; AMONETTE, J. E.; STREET-PERROTT, F. A.; LEHMANN, J.; JOSEPH, S. Sustainable biochar to mitigate global climate change. **Nature Communications**, v. 1, p. 1-9, 2010.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, p. 1467-1476, 1988.

ZHANG, Q.; DU, Z.; LOU, Y.; HE, X.A one-year short-term biochar application improved carbon accumulation in large macroaggregate fractions. **Catena**, v. 127, p. 26-31, 2015.

ZIMMERMAN, A. R.; GAO, B.; AHN, M. Y. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, p.1169-1179, 2011.

Capítulo 8

Modelagem da matéria orgânica do solo

Carlos Gustavo Tornquist
Fabiane Machado Vezzani
Douglas Adams Weiler
Ricardo Bergamo Schenato

Introdução

Os avanços da Ciência do Solo e das Ciências Ambientais e Sociais, nas últimas décadas, evidenciam a importância do solo como compartimento fundamental dos ecossistemas terrestres e, por consequência, para a qualidade de vida no Planeta (Sandifer et al., 2015). O solo está diretamente relacionado à produção de matéria vegetal, ao armazenamento, à filtragem e à transformação de nutrientes, substâncias e água; e se constitui como a maior reserva de carbono (C) terrestre do planeta. Além disso, é fonte de matérias-primas, reserva de biodiversidade no âmbito de habitats, espécies e genes; ambiente físico e cultural para humanos e suas atividades; e arquivo de patrimônio geológico, arqueológico e cultural (Comission of European Communities, 2006).

O carbono orgânico do solo (COS) é o componente-chave para que o solo tenha capacidade de desempenhar tais funções vitais, visto que propriedades emergem das relações entre os componentes de um sistema e, quanto mais complexo, como é o caso do solo, maior o número de propriedades e de funções mais robustas, resultantes das relações entre seus fatores constituintes (Vezzani; Mielniczuk, 2011). Assim, por meio do ciclo biogeoquímico do carbono (C), que representa a dinâmica das transformações do C nas múltiplas relações entre os compartimentos solo-água-atmosfera, surgem diferentes propriedades do solo com potencial para auxiliar na mitigação da contaminação das águas e da mudança climática.

A modelagem de sistemas fechados com relações lineares entre seus componentes, como a proposta de Bayer et al. (2006) para definir taxas de acúmulo de C orgânico do solo, é um desafio matemático. Assim, simular a dinâmica do C orgânico do solo, que é um produto da atividade biológica e de

múltiplas interações entre vários fatores do ambiente, implica em dificuldades adicionais, pois evidenciam relações e propriedades emergentes das quais ainda não temos domínio na Ciência, no sentido de que estas podem ser reproduzidas formalmente em equações matemáticas. Entretanto, a exploração do solo sem a consciência de que, em última análise, é finito vem causando alterações significativas no ciclo do C, com repercussões em todos os demais elementos relacionados e interferências no clima, cujos efeitos, em grande parte, são desfavoráveis à vida.

A relevância do solo para a manutenção de outros recursos naturais, como a água e a atmosfera, que podem assegurar um ambiente saudável para os seres vivos na Terra viverem, levou a Organização das Nações Unidas (ONU) declarar 2015 como o ano Internacional do Solos (United Nations, 2013). Além disso, a União Internacional da Ciência do Solo proclamou o período de 2015 a 2021 como a Década Internacional dos Solos, embasada na Declaração de Viena sobre o Solo (IUSS, 2015). Esta Declaração evidencia a importância do manejo do C no solo como o elo para assegurar a qualidade ambiental. Esta perspectiva ambiental do C do solo, muitas vezes, é incompatível com uma visão tradicional, em geral marcada pelo viés produtivista e utilitarista. Ewel (1986) e Elliot e Cole (1989) pregavam, ao final da década de 1980, a necessidade de compatibilizar as visões ambiental e utilitarista tradicionais na agricultura com estudos integradores em múltiplas escalas, para os quais as abordagens sistêmicas, normalmente utilizadas na Ecologia, seriam especialmente úteis e até mesmo essenciais. Para que o solo cumpra adequadamente as suas funções nos ecossistemas, faz-se necessário ampliar a abordagem e a escala dos estudos, nos quais a matéria orgânica do solo, tendo o C como seu principal componente, deverá ter papel central.

Nesse sentido, ferramentas avançadas como os modelos de simulação, sensoriamento remoto e o geoprocessamento viabilizam estudos mais abrangentes sobre a dinâmica do C no ambiente (Roush, 1995; Longley et al., 2005). Estas abordagens possibilitam análises multifatoriais e integradoras, que permitem uma visão sistêmica sobre os efeitos da ação humana nos ecossistemas. Nesse capítulo são apresentados, brevemente, os conceitos de modelagem e alguns modelos de simulação do carbono orgânico do solo, ressaltando aplicações em estudos conduzidos em escala local e regional. Ao final, as vantagens e as limitações dessas aplicações são discutidas.

Modelos de simulação para ecossistemas

Contextualização

Os ecossistemas naturais são intrinsecamente complexos, o que dificulta a representação de seu funcionamento e análise mais integral. Por vezes, esta análise é até impossível, devido ao grande número de variáveis intervenientes e mecanismos de interações e retroações não lineares (Jørgensen; Bendoricchio, 2001). Os agroecossistemas são entendidos como um tipo particular de ecossistema, originados a partir de alterações dos ecossistemas naturais (Elliot; Cole, 1989). O solo é o compartimento fundamental dos ecossistemas terrestres e a matéria orgânica, representada pelo carbono orgânico do solo, é um de seus componentes-chave, atributo fundamental para a manutenção da capacidade produtiva dos solos, em particular nos agroecossistemas, pois sua dinâmica é afetada pelo manejo agrícola. A extrapolação do conhecimento adquirido sobre o carbono orgânico do solo com base em experimentos agronômicos controlados ou levantamentos locais para a paisagem agrícola é um desafio enfrentado pela Ciência do Solo.

Os modelos de simulação são ferramentas matemáticas/computacionais empregadas na prática científica para explicitar associações entre os componentes de um sistema, estabelecidas previamente pela experimentação em um processo reducionista que permite a simulação dos estoques, dos fluxos e da dinâmica destes nos ecossistemas, em uma abordagem sistêmica (Krull et al., 2003; Smith; Smith, 2007).

A aplicação dos modelos de simulação é comum na Climatologia e Ecologia, mas sua aplicação na Ciência do Solo é mais recente, com exceção dos modelos preditivos de erosão do solo (Torri; Borselli, 2012). Atualmente, o grande interesse científico nos impactos das mudanças climáticas tem favorecido o acoplamento entre modelos climáticos e modelos de ecologia terrestre, de uso do solo e de produção vegetal, espacialmente localizados (Scholze et al., 2005).

Por outro lado, um modelo pode ser entendido como uma forma de síntese e integração do conhecimento, intrinsecamente associado ao estudo de sistemas, constituindo uma aproximação virtual para dos ecossistemas terrestres. Odum e Barrett (2007) definiram modelo como "a formulação que imita um fenômeno do mundo real e por meio do qual se pode fazer previsões". Silvert (2001) afirmou que a utilização de modelos é "uma parte essencial e inseparável" da prática científica.

Do ponto de vista científico, a modelagem permite, por um lado, estabelecer um referencial conceitual para a formulação de hipóteses, mas também estabelece um ambiente de trabalho "virtual" adequado e acessível para testar pressupostos complexos e integrar o conhecimento obtido com a pesquisa

reducionista. Por outro lado, se a aplicação de modelos e os resultados obtidos forem aceitos como fato incontestável estabelecido ou como apresentação absoluta da realidade, podem limitar o avanço do conhecimento e da Ciência (Smeck et al., 1983). Apesar de Logan (1994) ter afirmado que, muitas vezes, "sistemas complexos requerem modelos complexos", modelos simplificados, como aqueles que não incluem a heterogeneidade espacial e variabilidade de seus componentes (Van Nes; Scheffer, 2005), têm contribuído para o avanço das Ciências.

Dessa forma, fica evidente que a criação e posterior utilização dos modelos de simulação apresentam um dilema permanente: simplificar o problema científico - a "questão de pesquisa" - para alcançar resultados mais amplos e gerais; ou representar e implementar em algum nível a complexidade inerente aos sistemas naturais, buscando maior realismo (Clark, 2005).

Os modelos de simulação são particularmente úteis nos estudos das interações entre as mudanças ambientais e o carbono orgânico do solo, porque permitem vislumbrar cenários históricos e futuros, a partir da integração do conhecimento atual sobre a dinâmica do carbono orgânico do solo. Os modelos empíricos, como os modelos de regressão tradicionalmente utilizados nas Ciências Ambientais e na Ciências Agrárias, são robustos para estudo e entendimento dos processos em condições controladas, porém fortemente limitados para extrapolação regional (Turner et al., 2002).

Implementação

Considerando os modelos de simulação, elaborados por grupos de pesquisa especializados a partir do melhor conhecimento disponível, Jørgensen e Bendoricchio (2001) definiram três etapas críticas e essenciais para a aplicação desses modelos:

- **Verificação**: análise da lógica interna para estabelecer se o modelo se comporta como esperado para o fenômeno simulado e se os resultados iniciais e as unidades são consistentes. Normalmente, esta fase seria executada quando o usuário realizasse os primeiros testes com um modelo candidato a uma aplicação de interesse.
- **Calibração:** é a alteração de parâmetros internos do modelo cujo objetivo é maximizar a coincidência entre um conjunto mínimo de dados observados e os dados simulados - "de saída" do modelo. Este procedimento pode ser baseado em tentativa e erro ou em protocolos computacionais e estatísticos de estimação de parâmetros, vide exemplo de Rafique et al. (2015).

- **Validação:** consiste em aplicar testes explícitos para avaliar O quanto o modelo se aproxima dos dados observados. Idealmente, deve ser aplicado com um conjunto de dados independentes daqueles utilizados para a calibração. Bockstaller e Girardin (2003) indicaram opções para validação: a) visual, quando os medidos e modelados são inseridos no mesmo gráfico para comparação direta; b) estatística, usando estatísticas descritivas; e c) julgamento de especialista, no qual cientistas com notório conhecimento sobre o sistema objeto da modelagem avaliam os resultados da simulação.

Partindo da premissa de que a grande maioria dos interessados utilizará modelos de simulação pré-existentes, são dispensados conhecimentos avançados de matemática e computação que seriam requeridos para a implementação de um modelo de simulação. Entretanto, conhecimentos mínimos das bases matemáticas e computacionais serão extremamente valiosos, se não indispensáveis, em uma aplicação de modelos.

Considerando o número e diversidade de modelos existentes, para uma escolha adequada, é recomendável que se utilize aqueles já validados e aplicados em contextos biogeofísicos e situações ambientais similares àquelas do local de estudo previsto. Este cuidado é essencial, porque o modelo pode ter sido originalmente desenvolvido com objetivos diferentes e também validado em ambientes muito diversos.

De qualquer forma, a utilização de um modelo pré-existente sempre irá requerer calibração local – ajustes de parâmetros para a nova aplicação. Para que isso seja feito de forma robusta, se faz necessário o conhecimento da fundamentação – a "espinha dorsal" do modelo –, o que muitas vezes implica na revisão de equações e passos de programação, bem como uma avaliação criteriosa das aplicações já realizadas (Silvert, 2001).

Simulação da dinâmica do carbono orgânico do solo

A importância da matéria orgânica do solo, usualmente representada pelo o carbono orgânico do solo, seu principal componente, para os ecossistemas e em particular para os agroecossistemas é notada pelo grande número de modelos de simulação que dela tratam. Estes modelos apresentam diferenças quanto **à** sua formulação e propósito (Falloon; Smith, 2009; Wattenbach et al., 2010). Os mais utilizados e referenciados são Century/DayCent, RothC e DNDC, apresentando algumas premissas básicas comuns (Paustian, 2001):

- O carbono orgânico do solo é dividido em diferentes compartimentos conceituais similares, porém não diretamente comparáveis às frações

obtidas pelos métodos analíticos de caracterização e fracionamento da matéria orgânica (Cambardella, 1997);
- Esses compartimentos são definidos por diferentes taxas de mineralização ou pelo tempo médio de permanência do C e diferentes relações C/N;
- A decomposição é representada matematicamente por modelo cinético de primeira ordem, descrito por funções exponenciais, cujos parâmetros são determinados em situações explicitamente definidas de clima, solo e sistema de manejo.

Conforme Izaurralde et al. (2001), apesar da obtenção de dados de estoques de C orgânico do solo e sua variação no espaço e no tempo pela amostragem dos solos sempre ser desejável e até mesmo recomendada, sua execução prática é custosa e demorada. Assim, quando é necessário relacionar estoques históricos e atuais, além do potencial de acúmulo futuro de C orgânico do solo, a modelagem pode complementar a informação derivada da amostragem dos solos com vantagens evidentes, porque permite testar cenários pretéritos e futuros de mudanças climáticas, usos e manejos do solo e viabiliza a extrapolação regional da distribuição dos estoques de carbono orgânico do solo observados localmente.

O modelo Century

O “Modelo Century de Matéria Orgânica do Solo”, abreviado como Century, foi um dos primeiros a serem desenvolvidos e tem sido amplamente utilizado pela sua consistência e facilidade de aplicação no estudo da dinâmica do carbono orgânico do solo (Parton et al., 1987; Metherel et al., 1993; NREL, 2012). Este modelo foi testado em diversos ecossistemas e sistemas de uso e manejo de solos (Gilmanov et al., 1997; Smith et al., 1997). Da mesma forma, muitas aplicações deste modelo foram feitas no Brasil, em especial em condições representativas do Rio Grande do Sul (Silveira et al., 2000; Vezzani, 2001; Debarba, 2002; Fernandes, 2002; Cerri et al., 2003, 2004a, 2004b; Oliveira, 2005; Lopes, 2006; Weber et al., 2016).

Century é um modelo dinâmico, que representa mudanças no C orgânico do solo – e, adicionalmente, N, P e S – na camada superficial do solo (0 a 20 cm). Para essas simulações, existe um submodelo de produção vegetal que inclui ampla gama de plantas cultivadas e ecossistemas naturais, sendo o carbono orgânico incorporado ao solo distribuído em compartimentos com diferentes tempos de retenção (Figura 1). Originalmente, o modelo foi concebido para avaliar o impacto de mudanças climáticas na produtividade primária vegetal, na matéria orgânica do solo e na ciclagem de nutrientes nas pradarias

norte-americanas, no Centro-Oeste dos Estados Unidos da América (EUA), simulando efeitos de clima, solos e vegetação. Desenvolvimentos posteriores da formulação inicial do modelo incluíram a simulação de florestas, savanas e agroecossistemas e de práticas de manejo, como sistemas de preparo e cultivo, erosão, fertilização, irrigação, colheita, pastejo, queimadas e remoção física de biomassa (desmatamento). Uma das reconhecidas vantagens do Century é a possibilidade que ele oferece de simular mudanças de uso e manejo de solos mais complexas que outros modelos de ampla utilização, como RothC. A implementação mais popular, utilizada em muitos estudos desde meados da década de 1990, foi a versão Century 4.0 (NREL, 2012). Mais recentemente, algumas revisões de parâmetros e algoritmos foram incluídas na versão Century 4.6 (NREL, 2021a). Uma nova versão, Century 5, com modificações mais substanciais, está em etapas intermediárias de desenvolvimento (NREL, 2012).

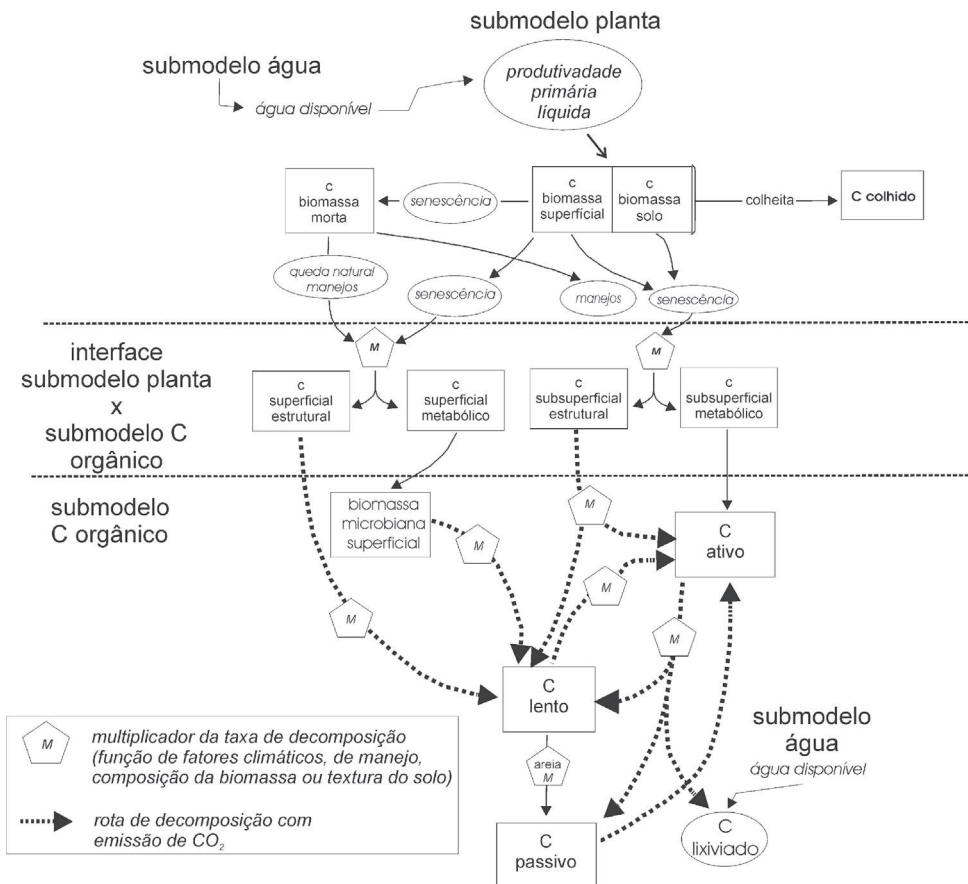



Figura 1. Fluxograma geral do Century
Fonte: Adaptado de Parton et al. (1987) e Metherell et al. (1993).

Na operacionalização do Century, a condição biogeofísica local da simulação de interesse é descrita explicitamente pelas variáveis locais, que incluem atributos do clima e do solo. A caracterização do clima requer, pelo menos, médias mensais para temperatura e precipitação, que podem ser alimentadas a partir das séries históricas registradas ou pela realização de uma simulação estocástica da variabilidade climática pelo modelo, por meio de um algoritmo próprio. Os valores iniciais para C orgânico do solo são normalmente definidos a partir de uma simulação na qual o modelo é executado por um período longo, normalmente entre 3.000 e 6.000 anos, com valores iniciais próximos a zero, conhecida como "simulação de equilíbrio" (spin up simulation). O manejo do solo permite o detalhamento do uso do solo, dos sistemas de cultivo e das práticas agrícolas, descritas explicitamente em arquivos de parâmetros, que podem ser alterados e complementados pelo usuário. Century necessita parâmetros internos default, ditos "fixos", relacionados com os algoritmos centrais do modelo, como aqueles que definem o particionamento do C e N aportado no sistema em estudo, as taxas de transferência destes entre compartimentos da matéria orgânica e respectivas taxas de decomposição. Frequentemente é necessário alterar estes parâmetros para a calibração adequada do modelo em aplicações diferentes daquelas originalmente implementadas. Entretanto, essas modificações de parâmetros centrais devem ser conduzidas com parcimônia, normalmente após consulta aos desenvolvedores do modelo.

A matéria orgânica do solo é dividida em três compartimentos – ativo, lento e passivo –, os quais se diferenciam pela taxa de decomposição. Os compartimentos ativo, lento e passivo representam, respectivamente, a biomassa microbiana, materiais resistentes à decomposição derivados de plantas e matéria orgânica muito resistente à decomposição protegida química ou fisicamente.

O modelo DayCent

O modelo DayCent é uma evolução do Century, desenvolvido a partir da necessidade de escalas de maior resolução temporal para a simulação de emissões de gases de efeito estufa (Del Grosso et al., 2011). Tal abordagem demanda que o modelo funcione em passo diário, pois os fluxos de gases a partir do solo variam rapidamente em resposta a alterações na temperatura e na água do solo. O DayCent – às vezes chamado de DailyDayCent – mantém a estrutura geral e algoritmos centrais nas versões mais atuais do Century (Figura 2), mas adicionalmente simula as taxas diárias de evapotranspiração, produção vegetal, ciclagem de nutrientes e emissão de gases estufa, no caso os fluxos de N_2O e CH_4, o que está sintetizado na Figura 3 (Del Grosso et al., 2011).

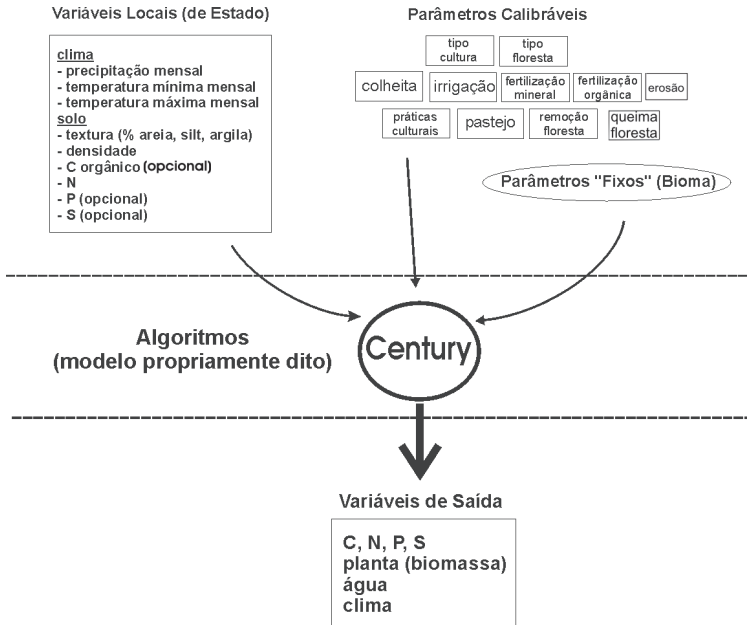



Figura 2. Estruturação do modelo Century
Fonte: Adaptado de Del Grosso et al. (2011).

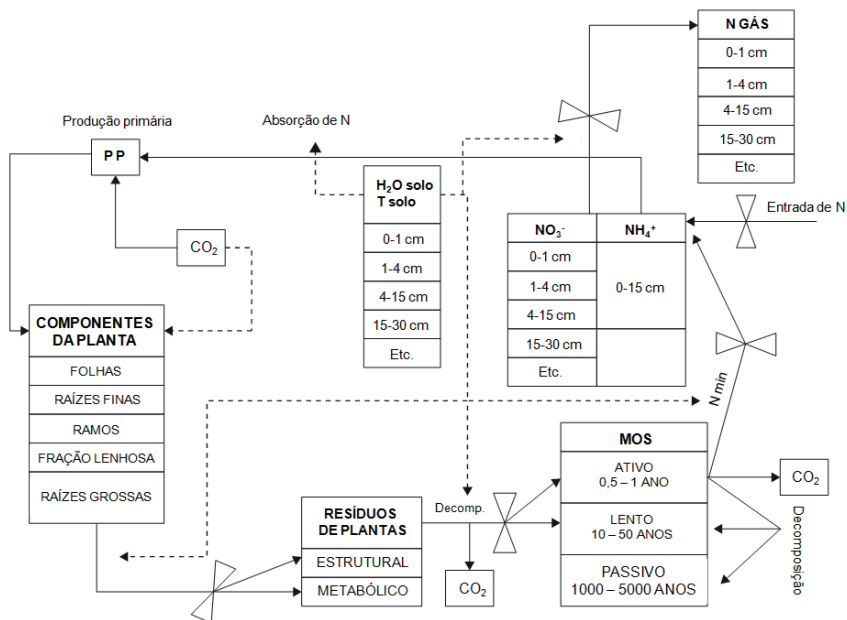



Figura 3. Diagrama simplificado do modelo DayCent.
Fonte: Adaptado de Del Grosso et al. (2011).

A produção vegetal é controlada pela temperatura, disponibilidade de água e nutrientes - características do ambiente que determinam o desenvolvimento vegetal – incluindo manejos. O modelo permite incluir vegetação nativa, plantas cultivadas e espécies silviculturais, as quais são explicitamente descritas no modelo por um conjunto mínimo de parâmetros. A produtividade primária é alocada em diferentes compartimentos, como folhas, ramos, raízes grossas, raízes finas e fração lenhosa com base no tipo de vegetal. A decomposição da matéria vegetal é controlada pela disponibilidade de água, temperatura do solo e qualidade do resíduo. A maior parte do C é decomposta e perdida como CO_2, enquanto uma pequena fração do C é incorporada à matéria orgânica do solo. O submodelo da dinâmica da água simula os fluxos diários de água por meio do dossel de plantas, resíduos e camadas de solo a partir da precipitação ou irrigação. O fluxo saturado de água no solo é simulado em dias com precipitação e/ou irrigação, e o fluxo insaturado em dias em que não existe entrada de água suficiente para saturar o perfil de solo. O submodelo de temperatura calcula a difusividade térmica e prediz a temperatura máxima e mínima em cada camada de solo a partir da temperatura do ar.

O fluxo de N_2O, conceitualmente exemplificado na Figura 4, é simulado a partir da representação dos mecanismos de nitrificação e desnitrificação no solo. A nitrificação simulada é dependente da concentração de NH_4^+, conteúdo de água no solo, temperatura e pH, enquanto a desnitrificação é função da disponibilidade de NO_3^-, C lábil, porosidade preenchida por água (PPA) e propriedades físicas do solo relacionadas à textura e que influenciam na difusividade de gás no solo. Em porosidade preenchida por água abaixo de 50%, a nitrificação é a única responsável pelas emissões de N_2O e acima de 70% a desnitrificação incrementa exponencialmente.

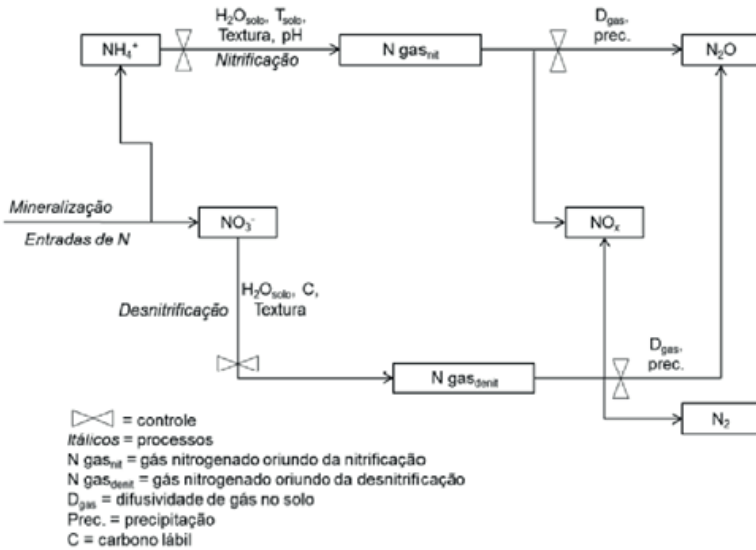



Figura 4. Diagrama conceitual dos fluxos de gases nitrogenados no DayCent.
Fonte: Adaptado de Del Grosso et al. (2011).

O modelo DayCent teve aplicações no contexto do Brasil em relação à para representação de sistemas de preparo de solo e de culturas (Schenato, 2013; Weiler et al., 2017), utilização de fertilizantes orgânicos (Pilecco, 2017) e dinâmica do C do solo em sistemas de produção de cana-de-açúcar (Oliveira et al., 2017; Weiler et al., 2019).

Simulação de gases de efeito estufa

A emissão de gases de efeito estufa (GEE), especialmente N_2O, CH_4, NO e NH_3, tem atraído a atenção de pesquisadores em função do papel dessas moléculas no forçamento radiativo e dos efeitos químicos na atmosfera (Li, 2000). A emissão dos GEE tem grande variação espacial e temporal, o que torna complexa a sua quantificação em trabalhos de campo em larga escala. Além disso, existem diferentes combinações de sistemas de culturas possíveis de serem adotados pelos produtores rurais, sob vários tipos de solo e clima. Desta forma, as simulações por modelos podem estimar as emissões de GEE, além dos limites de tempo e espaço das áreas experimentais e de diversos sistemas de culturas (Wang; Chen, 2012).

O modelo DayCent foi utilizado para simular a emissão de gases de efeito estufa em diferentes sistemas agrícolas (Del Grosso et al., 2002; Del Grosso et al., 2009; Chamberlain et al., 2011). A aplicação do modelo em predizer as emissões de N_2O foi testada em diversos ecossistemas, como áreas de produção

de grãos (Del Grosso et al., 2008; Jarecki et al., 2008) e de ecossistemas campestres (Del Grosso et al., 2002). Mais recentemente, um submodelo de metanogênese foi incluído no DayCent, permitindo a aplicação na cultura de arroz irrigado (Cheng et al., 2013; Weiler et al., 2018).

De maneira geral, o DayCent simula razoavelmente bem as emissões diárias de gases, mas o desempenho dele melhora quando se utiliza dados simulados sazonais ou anuais (Jarecki et al., 2008; Del Grosso et al., 2011).

No Brasil, aplicações e avaliações de desempenho do DayCent na simulação da emissão de gases ainda são incipientes. Schenato (2013) testou a capacidade do modelo DayCent em identificar diferenças entre sistemas de preparo de solo e de culturas em relação às emissões de CO_2 e N_2O e consumo de CH_4. Os resultados indicaram que o modelo apresentou melhor desempenho na simulação dos fluxos cumulativos em relação à representação dos fluxos diários e limitação em simular os fluxos de CO_2 oriundos da respiração autotrófica. Em um estudo no Paraná, Lipski (2013) não obteve êxito na calibração e validação do DayCent em sua simulação das emissões de N_2O em sistemas de cultivo sob plantio direto. Por outro lado, Weiler et al. (2017) aplicaram o DayCent para simular em sistemas de culturas e de preparos de solo em Passo Fundo, no Planalto do Rio Grande do Sul, avaliando, inclusive, os impactos causados pelas mudanças climáticas previstas. O DayCent foi detalhadamente calibrado com dados de experimento de longo prazo e posteriormente testado com dados de um experimento independente, com diferentes sistemas de cultura. O modelo reproduziu de forma adequada a produção de biomassa, C e N do solo e fluxos de CO_2 e N_2O (Figura 5), similar ao reportado em outros estudos disponíveis na literatura. Assim, considerando as incertezas inerentes aos dados levantados em campo, o modelo foi capaz de reproduzir padrões gerais dos sistemas de produção como aqueles da região do Planalto do Rio Grandense, embora não capturando toda a variabilidade observada nos estudos de campo.

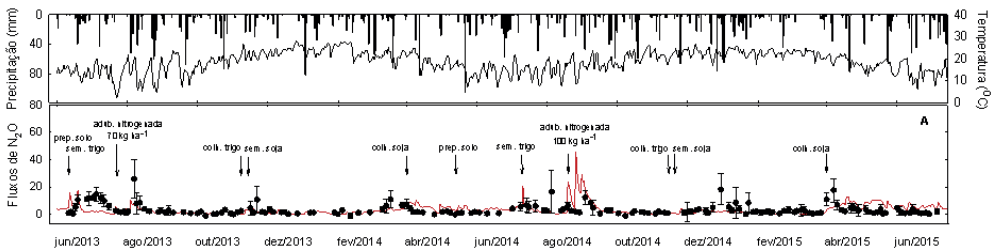



Figura 5. Exemplo de emissões de N_2O simuladas (linha vermelha) em comparação com medições realizadas em experimento de longo prazo na Embrapa Trigo

Fonte: Adaptado de Weiler (2017).

O interesse científico em modelos como DayCent tem crescido, pois ele se apresenta como alternativa à metodologia dos fatores de emissão proposta pelo IPCC (Houghton et al., 2001). De fato, Del Grosso et al. (2005) observaram melhor desempenho do DayCent nas estimativas das emissões de N_2O nos EUA em relação à aplicação desta metodologia de estimativa de emissões, pois estima as perdas de N baseado somente nas adições de N (Del Grosso et al., 2009) como um fator de emissão fixo.

Modelagem dinâmica espacialmente explícita do carbono orgânico do solo

A maior parte dos modelos da dinâmica da matéria orgânica foi concebida para simulações pontuais, aplicáveis a parcelas experimentais ou pontos "virtuais", representando um contexto médio de interesse. Nesse último caso, variáveis de entrada como temperatura, precipitação e atributos do solo são obtidas para área de estudo explicitamente delimitadas. Assim, modelos de simulação como Century, DayCent, RothC e DNDC utilizam a estruturação "agregada", na qual as variáveis de entrada e os parâmetros se referem a um local ou ponto abstrato, o qual representaria a região de estudo. Essa modelagem pontual não considera explicitamente a variabilidade espacial de parâmetros e variáveis, apresentando limitações como: a) os processos descritos em um ponto não são necessariamente os mesmos em outras escalas; b) a expansão de escala (upscaling), a partir de um ponto para área assumida como homogênea constitui uma simplificação da realidade de campo, que é intrinsecamente variável; c) a utilização de informação espacialmente delimitada, se disponível, é laboriosa; d) a incorporação e avaliação da variabilidade espacial não é facilmente implementada. Em síntese, a aplicação de uma análise pontual pode desconsiderar aspectos relevantes do sistema em estudo.

As estimativas mais exatas da distribuição dos estoques, fontes e drenos do carbono orgânico do solo, em escala regional, requerem novas abordagens que possibilitem simular mudanças nos estoques de C associadas às diferentes formas do relevo e usos do solo, sistemas de manejo de solos e até mesmo mudanças climáticas. A modelagem dinâmica espacialmente explícita – também chamada de modelagem georreferenciada (Burke et al., 1990) é uma alternativa para a análise de estoques e da dinâmica da matéria orgânica. Para esta integração, são utilizadas ferramentas de geoprocessamento, atualmente popularizados pela expansão da informática. O geoprocessamento, usualmente materializado em Sistemas de Informações Geográficas (SIG), permite o acoplamento destes modelos pontuais, como o Century, representações computacionais da paisagem que podem incluir levantamentos de solo, de uso do solo e incluir a geomorfologia associada, como pode ser visto na Figura 6.

Figura 6. Exemplo de acoplamento de simulação pontual com SIG para abordagem espacialmente explicita.

Conforme Jørgensen e Bendoricchio (2001), conceitualmente, a integração espaço-temporal de modelos dinâmicos com SIG podem tomar duas vias principais:

- **Acoplamento livre** - o modelo utiliza informações de uma base de dados geoespacial (BDGE) externa, separada estruturalmente. Os dados são carregados manualmente ou por um aplicativo (interface) de extração e inserção específico para o modelo e a base de dados geoespacial utilizada. As simulações são realizadas de maneira sequencial e independente. Esta forma de implementação é a mais comum justamente pela simplicidade e facilidade de desenvolvimento e aplicabilidade. A desvantagem principal é a dificuldade de expansão da base de dados e do número de simulações, pois nestas situações a aplicação pode se tornar extremamente laboriosa, pois o principal fator limitante passa a ser o usuário (operador).

- **Acoplamento completo** - o modelo e a base de dados geoespacial são integrados explicitamente em ambiente SIG. Tanto a manipulação – adição, edição e deleção – dos dados analíticos, quanto as simulações são feitas na mesma plataforma ou interface. A principal vantagem desta abordagem é a possibilidade de se ter maior controle sobre a base de dados e sobre as simulações, além de o usuário deixar de ser o fator mais limitante, passando a carga da execução das simulações a recair mais sobre *hardware* e *software*. A desvantagem se encontra na complexidade da construção e na manutenção de uma equipe multidisciplinar de especialistas para apoiar a implementação, pois são necessários conhecimentos avançados

de Informática, em particular de gerenciamento de base de dados e SIG e, como pano de fundo, a Ciência do Solo.

Uma das primeiras aplicações desta abordagem de acoplamento de modelos de simulação de carbono orgânico do solo e SIG foi o estudo da dinâmica do C das pradarias do Nordeste do estado do Colorado (EUA) por Burke et al. (1990). As variáveis de entrada para o Century foram extraídas de um SIG contendo os planos de informação de clima e solo, gerando 160 combinações diferentes (unidades de simulação), configurando um acoplamento livre. Os estoques de carbono orgânico do solo, a produtividade primária e os fluxos gasosos de N, obtidos a partir das simulações, foram inseridos no SIG para a geração de mapas e comparados com dados de levantamentos de campo.

Donigian Jr et al. (1995) realizaram um estudo para a Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA) incluindo cenários atuais e alternativos de sistemas de manejo de solos sobre as emissões de CO_2 e sequestro de carbono orgânico do solo. Esta foi essencialmente uma aplicação de acoplamento livre de modelo e base de dados geoespacial, na qual as variáveis de entrada para o Century foram extraídas de uma base de dados geoespacial de clima e solo e os cenários atuais e futuros de sistemas agrícolas foram gerados por um modelo de alocação de uso do solo a partir de cenários agrícolas e econômicos.

Uma abordagem intermediária de acoplamento – entre livre e completo –, em escala maior, foi desenvolvida por pesquisadores do Rothamsted Research Institute, na Inglaterra, associando os modelos Century e RothC a um SIG (Falloon et al., 2002). Esta abordagem foi também utilizada na avaliação das mudanças de estoques regionais de carbono orgânico do solo na Bélgica (van Wesemael et al., 2004). Também na Bélgica, uma estimativa das mudanças nos estoques de carbono orgânico em solos agrícolas acoplou o modelo DNDC, cuja versão atual apresenta uma interface para múltiplas simulações, funcionando à base de dados de solos existente (Sleutel et al., 2006a, 2006b).

O sucesso obtido nestas aplicações de integração de modelos de simulação e base de dados geoespaciais indicou a necessidade de sistemas mais amplamente disponíveis e de maior facilidade de aplicação, isto é, que sejam diretamente aplicáveis a quaisquer escalas de estudos. Uma iniciativa nesse sentido foi o projeto GEFSOC (Milne et al., 2006), desenvolvido por um grupo internacional de especialistas especificamente para simulações de alterações nos inventários nacionais de C. O sistema desenvolvido permitiu a integração de base de dados georreferenciadas para simulações de carbono orgânico do solo com os modelos Century e RothC, além da aplicação da metodologia do IPCC (Houghton et al., 2001) para avaliação de mudanças de estoque de C. Mais recentemente, o NREL da Universidade do Estado do Colorado desenvolveu um sistema de

contabilidade de gases de efeito estufa de última geração, o COMET Global (NREL, 2021b), para refinar a avaliação de emissões de gases de efeito estufa e o sequestro de carbono em áreas-chave. Essa plataforma executa o DayCent em segundo plano, bem como o método de fatores de emissões do IPCC, em alta resolução espacial, usando dados específicos do local sobre as propriedades do solo, o clima, o uso da terra e as práticas de manejo.

Oportunidades e limitações do uso da modelagem

Frente ao exposto, fica evidente a necessidade de desenvolvimento, calibração e validação de modelos de simulação com dados locais, fora do contexto do Hemisfério Norte onde foram desenvolvidos originalmente. Além disso, nos países em desenvolvimento deve ser reconhecida a carência de dados básicos para uma aplicação robusta, em particular pelo limitado número de experimentos ou levantamentos sistemáticos de longa duração, os quais são fundamentais para calibrações e validações mais rigorosas. Nesse sentido, deve ser priorizado o desenvolvimento de bases de dados abertas, estruturadas e harmonizadas, com atualização e escala adequada para a aplicação da modelagem. Como essas demandas não poderão ser superadas em curto prazo – pois requerem desde amostragens a campo até a estruturação e manutenção dessas bancos de dados –os trabalhos de modelagem atuais devem enfatizar as incertezas inerentes a estudos com dados limitados. A modelagem apresenta inúmeras oportunidades para o avanço da Ciência, como a extrapolação regional de simulações pela integração com bases de dados existentes – como por exemplo, usando dados climáticos do INPE e dados de solos do Repositório Brasileiro de Dados de Solo. As simulações também proporcionam análises de cenários alternativos, orientando ações de manejo com objetivos que se pretende alcançar no futuro, inclusive cenários uso, cobertura das terras e manejo do solo e cenários climáticos. Normalmente a utilização dos modelos exigiria treinamento e qualificação dos usuários, dada a complexidade dessas aplicações. Progressos recentes na automatização da modelagem têm possibilitando alcançar um público mais amplo, estabelecendo uma relação mais "amigável" e transversal com a comunidade científica. Sistemas estruturados na Internet podem superar esssa barreira, como demonstrado pela plataforma COMET Farm (NREL, 2021). O principal diferencial do uso de modelos nos estudos de ciclos biogeoquímicos é a possibilidade de integração de múltiplos fatores, aproximando-os do mundo real, incorporando a complexidade intrínseca aos ecossistemas e assim contribuindo para o entendimento da capacidade do solo funcionar. As aplicações de modelos integrados na dimensão espaço-temporal auxiliam na tomada de consciência sobre a relação do uso e manejo dos solos

com a qualidade ambiental, avançando além do viés produtivista e utilitarista, e estabelecendo uma visão sistêmica dos efeitos antrópicos sobre as funções ecossistêmicas do solo.

Referências

BAYER, C.; LOVATO, T.; DIECKOW, J. A.; ZANATTA, J.; MIELNICZUK, J. A method for estimating coefficients of soil organic matter dynamics based on long-term experiments. **Soil and Tillage Research**, v. 91, p. 217-226, 2006.

BOCKSTALLER, C.; GIRARDIN, P. How to validate environmental indicators. **Agricultural Systems**, v. 76, p. 639-653, 2003.

BURKE, I.; SCHIMEL, D. S.; YONKER, C. M.; PARTON, W. J.; JOYCE, L. A., LAUENROTH, W. K. Regional modeling of grassland bio-geochemistry using Gis. **Landscape Ecology**, v. 4, p. 45-54, 1990.

CAMBARDELLA, C. Experimental verification of simulated soil organic matter pools. In: LAL, R.; KIMBLE, J. M.; FOLLETT, R. F.; STEWART, B. A. (ed.) **Soil processes and the carbon cycle.** Boca Raton: CRC Press, 1997. p. 519-526,

CLARK, J. S. Why environmental scientists are becoming bayesians? **Ecology Letters**, v. 8, p. 2-14, 2005.

CERRI, C. E. P.; COLEMAN, K.; JENKINSON, D. S.; BERNOUX, M.; VICTORIA, R.; CERRI, C. C. Modeling soil carbon from forest and pasture ecosystem of the Amazon, Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 67, p. 1879-1887, 2003.

CERRI, C. E. P.; BERNOUX, M.; CHAPLOT, V.; VICTORIA, R.; CERRI, C. C. assessment of soil property spatial variation in an Amazon pasture: basis for selecting an agronomic experimental area. **Geoderma**, v. 123, p. 51-68, 2004a.

CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P.; PAUSTIAN, K.; BERLATO, M. A.; BERNOUX, M.; VICTORIA; R. L.; MELILLO, J. M. Modelling changes in soil organic matter in Amazon Forest to pasture conversion with the century model. **Global Change Biology**, v. 10, p. 815-832, 2004b.

CHAMBERLAIN, J. F.; MILLER, S. A.; FREDERICK, J. R. Using DAYCENT to quantify on-farm GHG emissions and N dynamics of land use conversion to N-managed switchgrass in the Southern U.S. **Agriculture, Ecosystems & Environment,** v. 141, p. 332-341, 2011.

CHENG, K.; OGLE, S. M.; PARTON, W. J.; PAN, G. Predicting methanogenesis from rice paddies using DayCent ecosystem model. **Ecological Modelling,** v. 261-262, p. 19-31, 2013.

COMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES. Thematic Strategy for Soil Protection (COM 2006, 231), 2006. Disponível em: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52006DC0231. Acesso em: 25 abr. de 2022.

DEBARBA, L. simulação pelo modelo CENTURY do impacto da agricultura sobre o estoque de carbono orgânico em solos do Planalto Riograndense. 2002. 172 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

DEL GROSSO, S.; OJIMA, D.; PARTON, W.; MOSIER, A.; PETERSON, G.; SCHIMEL, D. Simulated effects of dryland cropping intensification on soil organic matter and greenhouse gas exchanges using the DAYCENT ecosystem model. **Environmental Pollution**, v. 116, p. 75-83, 2002.

DEL GROSSO, S. J.; MOSIER, A. R.; PARTON, W. J.; OJIMA, D. S. DAYCENT model analysis of past and contemporary soil N_2O and net greenhouse gas flux for major crops in the USA. **Soil and Tillage Research**, v. 83, p. 9-24, 2005.

DEL GROSSO, S. J.; PARTON, W. J.; OJIMA, D. S.; KEOUGH, C. A.; RILEY, T. H.; MOSIER, A. R. DAYCENT simulated effects of land use and climate on county level N loss vectors in the USA. In: HATFIELD, J. L.; FOLLETT, R. F. (ed.). **Nitrogen in the environment:** sources, problems, and management. Academic Press. 2008. p. 571-595.

DEL GROSSO, S. J.; OJIMA, D. S.; PARTON, W. J.; STEHFEST, E.; HEISTEMANN, M.; DEANGELO, B.; ROSE, S. Global scale DAYCENT model analysis of greenhouse gas emissions and mitigation strategies for cropped soils. **Global and Planetary Change**, v. 67, p. 44-50, 2009.

DEL GROSSO, S. J.; PARTON, W. J.; KEOUGH, C. A.; REYES-FOX, M. Special features of the DayCent modeling package and additional procedures for parameterization, calibration, validation, and applications. In: AHUJA, L. R.; MA, L. (ed.). **Advances in agricultural systems modelling.** American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, 2011, p. 155-175.

DONIGIAN JR, A. S.; PATHWARDHAN, A. S.; JACKSON R. B. Modeling the impacts of agricultural management practices on soil carbon in the central U.S. In: LAL, R.; KIMBLE J. M.; LEVINE, E.; STEWART, J. W. B. (ed.). **Soil management and greenhouse effect**. Boca Raton: CRC Press, 1995. p. 121-135.

ELLIOT, E. T.; COLE, C. V. A Perspective on agroecossystem science. **Ecology**, v. 70, p. 1597-1602, 1989.

EWEL, J. Designing agricultural ecosystems for the humid tropics. **Annual Review of Ecological Systems**, v. 17, p. 245-271,1986.

FALLOON, P.; SMITH, P.; SZABÓ, J.; PÀSZTOR, L. comparison of approaches for estimating carbon sequestration at the regional scale. **Soil Use and Management**, v. 18, p. 164-174, 2002.

FALLOON, P.; SMITH, P. Modeling soil carbon dynamics. In: KUTSCH, W. L.; BAHN, M.; HEINEMEYER, A. (ed.). **Soil carbon dynamics**. Cambridge University Press, New York. 2009. p. 221-244.

FERNANDES, F. F. **Uso do modelo CENTURY no estudo da dinâmica do carbono orgânico em solos do Rio Grande do Sul**. 2002. 159 f. Tese (Doutorado) - Universidade do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

GILMANOV, T.; PARTON, W. J.; OJIMA, D. Testing the CENTURY ecosystem level model on data sets from eight grassland sites in the former USSR representing a wide climatic/soil gradient. **Environmental Modeling**, v. 96, p. 91-210, 1997.

HOUGHTON, J. T.; DING, Y.; GRIGGS, D. J.; NOGUER, M.; LINDEN, P. J. van der; DAI, X. MASKELL, K.; JOHNSON, C. A. (ed.). **Climate change 2001**: the scientific basis. New York: Cambridge University Press, 2001. 881 p

IUSS. International Union of Soil Science. **International decade of soils 2015-2024**. 2015. Disponível em: https://www.iuss.org/international-decade-of-soils/. Acesso em: 25 abr. de 2022.

IZAURRALDE, R. C.; HAUGEN-KOZYRA, K. H.; JANS, D. C.; MCGILL, W. B.; GRANT, R. F.; HILEY, J. C. Soil C dynamics: measurement, simulation and site-to-region scale-up. In: LAL, R.; KIMBLE, J. M. (ed.). **Assessment methods of soil carbon**. Boca Raton: CRC Press, 2001. p. 553-575.

JARECKI, M. K.; PARKIN, T. B.; CHAN, A. S. K.; HATFIELD, J. L.; JONES, R. Comparison of DAYCENT-simulated and measured nitrous oxide emissions from a corn field. **Journal of Environmental Quality,** v. 37, p. 1685-1690, 2008.

JØRGENSEN, S. E.; BENDORICCHIO, G. **Fundamentals of ecological modelling.** 3rd Ed. Elsevier: Amsterdam, 2001. (Developments in Environmental Modelling, 21).

KRULL, E.; BALDOCK, J. A.; SKJEMSTAD, J. O. Importance of mechanisms and processes of stabilization of soil organic matter for modelling carbon turnover. **Functional Plant Ecology**, v. 30, p. 227-232, 2003.

LI, C. S. Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems,** v. 58, p. 259-276, 2000.

LIPSKI, B. **Uso do modelo DayCent para simulacão de fluxos de N2O em Latossolo do subtrópico brasileiro**. 2013. 51 f. (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

LOGAN J. A. In defense of big ugly models. **American Entomologist** v. 40, p. 202-207, 1994.

LONGLEY, P.; GOODCHILD, M. F.; MAGUIRE, D. J. Technology for Modeling. In: LONGLEY, P.; GOODCHILD, M. F.; MAGUIRE, D. J (ed.). **Geographic information systems and science**. Chichester: Wiley, 2005. 536 p.

LOPES, F. **Utilização do modelo CENTURY para avaliar a dinâmica do carbono do solo em uma pequena bacia hidrográfica rural**. 2006. 143 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

METHEREL, A. K.; HARDING, L. A.; COLE, C. V.; PARTON, W. J. **Century soil organic matter model - agroecosystem Version 4**. Fort Collins: Natural Resources Ecology Laboratory. Colorado State University, 1993. 133 p. (Great Plains Research System Technical Report, 4).

MILNE, E.; PAUSTIAN, K.;WILLIAMS, S. A; KILLIAN, K.; SWAN, A.; SESSAY, M.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C.; KAMONI, P.; GICHERU, S.; WOKABI, S.; BHATTACHARYYA, T.; PAL, D. K.; GAJBHIYE, K. S.; AL-ADAMAR, R.; SHABBAZ, M.; RAWAJFIH, Z.; KHRESAT, S.; POWLSON, D.; COLEMAN, K.; BATJES, N. H.; BERNOUX, M.; FELLER, C.; FALLON, P.; GISHER, G.; TUBIELLO, F. **Assessment of soil organic carbon stocks and change at national scale.** Wageningen: Global Environmental Facility: United Nations Environment Program: Univ. Reading, 2006. 171 p. (Technical Report GEF Project).

NREL. Natural Resource Ecology Laboratory. **Century Model**: Centure 4. Disponível Em: http://www.Nrel.Colostate.Edu/Projects/Century/. 2012. Acesso em: 2 mar. 2022.

NREL. Natural Resource Ecology Laboratory. **Century Model**: Centure 5. Disponível em: https://www2.nrel.colostate.edu/projects/century5. 2021a. Acesso em: 2 mar. 2022.

NREL. Natural Resource Ecology Laboratory. Comet Global. Disponível em: http://comet-farm.com/. 2021b. Acesso em: 2 mar 2022.

OLIVEIRA, E. **Uso do modelo Century no estudo da dinâmica do nitrogênio em um argissolo do Rio Grande do Sul**. 2005, 129 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre..

OLIVEIRA, D. M.; WILLIAMS, S.; CERRI, C. E. P.; PAUSTIAN, K. Predicting soil C changes over sugarcane expansion in Brazil using the DayCent model. **Global Change Biology and Bioenergy,** v. 9, p. 1436-1446, 2017.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de ecologia**. São Paulo: Thomson Learning, 2007. 612 p.

PARTON, W. J.; SCHIMEL, D. S.; COLE, C. V.; OJIMA, D. S. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in great plains grasslands. **Soil Science Society of America Journal**, v. 51, p. 1173-1179, 1987.

PAUSTIAN, K. Modelling soil organic matter dynamics. global challenges. In: REES, R. M.; BALL, B. C.; CAMPBELL, C. D.; WATSON, C. A. (ed.). **Sustainable management of soil organic matter**. Oxford: Cabi Publishing, 2001. p. 43-53.

PILECCO, G. E. Aplicação do modelo Daycent na simulação dos fluxos de óxido nitroso e dos estoques de carbono no solo com o uso de adubação orgânica em plantio direto. 2017, 126 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do de Santa Maria , Santa Maria, RS.

RAFIQUE, R.; KUMAR, S.; LUO, Y.; KIELY, G.; ASRAR, G. An algorithmic calibration approach to identify globally optimal parameters for constraining the DayCent model. **Ecological Modelling,** v. 297, p. 196-200, 2015.

ROUSH, M. L. Geographic information systems. In: BIRD, E. A; BULTENA, G. L.; GARDNER, J. (ed.). **Planting the Future**: developing an agriculture that sustains land and community. Ames: Iowa University Press, 1995. p. 209-212.

SANDIFER, P. A.; SUTTON-GRIER, A. E.; WARD, B. P. Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: opportunities to enhance health and biodiversity conservation. **Ecosystem Services**, v. 12, p. 1-15, 2015. DOI: 10.1016/j.ecoser.2014.12.007

SCHENATO, R. B. S**imulação de fluxos de gases de efeito estufa em sistemas de manejo do solo no Sul do Brasil**. 2013. 126 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SCHOLZE, M.; BONDEAU, A.; EWERT, F.; KUCHARIK, C.; PREISS, J.; SMITH, P. Advances in large-scale crop modelling. **Eos Transactions American Geophysical Union**, v. 86, p. 245-247, 2005.

SILVEIRA, A. M.; VICTORIA, R. L.; BALLESTER, M. V.; CAMARGO, P. B.; MARTINELLI, L. A.; PICCOLO, M. C. Simulação dos efeitos das mudanças de uso da terra na dinâmica do carbono do solo na bacia do Rio Piracicaba. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, p. 389-399, 2000.

SILVERT, W. Modelling as a discipline. **International Journal of General Systems,** v. 30, p. 261-282, 2001.

SLEUTEL, S.; DE NEVE, S.; BEHEYDT, B.; LI, C.; HOFMAN, G. Regional simulation of long-term organic carbon stock changes in cropland soils using the DNDC Model: 2. Scenario analysis of management options. **Soil Use and Management**, v. 22, p. 352-361, 2006a.

SLEUTEL, S.; DE NEVE, S.; BEHEYDT, B.; LI, C.; HOFMAN, G. Regional simulation of long-term organic carbon stock changes in cropland soils using the DNDC Model: 1. Large-scale model validation against a spatially explicit data set. **Soil Use and Management**, v. 22, p. 342-35, 2006b.

SMECK, N. E.; RUNGE; E. C. A.; MACKINTOSH, E. E. Dynamics and genetic modelling of soil systems. In: WILDING, L. P.; SMECK, N. E.; HALL, G. F. (ed.). **Pedogenesis and soil taxonomy**. I. Concepts and interactions. Amsterdam: Elsevier, 1983. p. 51-81. (Developments in Soil Science, 11a).

SMITH, P.; SMITH, J. U.; POWLSON, D.; MCGILL, W. B.; ARAHJ, J. R. M.; CHERTOV, O. G.; COLEMAN, K.; FRANKO, U.; FROLKING, S.; JENKINSON, D. S.; JENSEN, L. S.; KELLY, R. H.; KLEIN-GUNNEWIEK,H.; KOMAROV, A. S.; LI, C.; MOLINA, J. A. E.; MUELLER, T.; PARTON, W. J.; THORNLEY, J. H. M.; WHITMORE, A. P. Comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. **Geoderma**, v. 81, p. 153-225, 1997.

SMITH, J.; SMITH, P. **Environmental Modelling:** An Introduction. Oxford: University Press, 2007. 180 p.

TORRI, D.; BORSELLI, L. Water erosion. In: HUANG, P. M.; LI, Y.; SUMMER, M. E. (ed.). **Handbook of Soil Sciences:** Resource Management and Environmental Impacts. Boca Raton: CRC Press, 2012. p. 1-19.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. Introduction to models. In: TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. (ed.). **Landscape ecology in theory and practice.** New York: Springer, 2002. 401 p.

UNITED NATIONS. **Resolution adopted by the General Assembly on 20 December 2013**. Sixty-eighth session, Agenda item 25. A/RES/68/232, 2013 Disponível em: https://www.un.org/en/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/68/232&Lang=E. Acesso em: 25 abr. de 2022.

VAN NES, E.H.; SCHEFFER, M. A Strategy to improve the contribution of complex simulation models to ecological theory. **Ecological Modelling,** v. 185, p. 153-164, 2005.

VEZZANI, F. M. **Qualidade do solo na produção agrícola**. 2001. 184 f. Tese (Doutorado) – Programa de pós-graduação em ciência do solo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. **O solo como sistema**. Curitiba: edição dos autores, 2011. 104 p.

WANG, G. S.; CHEN, S. L. A review on parameterization and uncertainty in modelling greenhouse gas emissions from soil. **Geoderma**, v. 170, p. 206-216, 2012.

WEBER, M. A.; MIELNICZUK, J.; TORNQUIST, C. G. Changes in soil organic carbon and nitrogen stocks in long-term experiments in southern Brazil simulated with Century 4.5. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v. 40, e0151115, 2016.

WATTENBACH, M.; SUS, O.; VUICHARD, N.; LEHUGER, S.; GOTTSCHALK, P.; LI, L.; LEIP, A.; WILLIAMS, M.; TOMELLERI, E.; KUTSCH, W. L.; BUCHMANN, N.; EUGSTER, W.; DIETIKER, D.; AUBINET, M.; CESCHIA, E.; BÉZIAT, P.; GRÜNWALD, T.; HASTINGS, A.; OSBORNE, B.; CIAIS, P.; CELLIER, P.; SMITH, P. The carbon balance of European croplands: A cross-site comparison of simulation models. **Agriculture, Ecosystems & Environment,** v. 139, p. 419-453, 2010.

WEILER, D. A.; TORNQUIST, C. G.; PARTON, W.; SANTOS, H. P.; SANTI, A.; BAYER, C. Crop biomass, soil carbon, and nitrous oxide as affected by management and climate: A DayCent application in Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 81, p. 945-955, 2017.

WEILER, D. A.; TORNQUIST, C. G.; ZSCHORNACK, T.; OGLE, S. M.; CARLOS, F. S.; BAYER, C. DayCent simulation of methane emissions, grain yield, and soil organic carbon in a subtropical paddy rice system. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v. 42, e0170251, 2018.

WEILER, D. A.; MORO, V. J.; AWE, G. O.; OLIVEIRA, D. M. S.; CERRI, C. E. P.; REICHERT, J. M.; GIACOMINI, S. J. Carbon balance in sugarcane areas under different tillage systems. **Bioenergy Research**, v. 12, p. 778-788, 2019.

WESEMAEL, B. van, B.; LETTENS, S.; ROELANDT, C.; VAN ORSHOVEN, J. Changes in soil carbon stocks from 1960 to 2000 in the main Belgian cropland areas. **Biotechnology, Agronomy, Society and Environment,** v. 8, p. 133-139, 2004.

Capítulo 9

Mecanismos envolvidos na estabilização da matéria orgânica no solo

Cimélio Bayer
Lucas Antonio Telles Rodrigues
Jéssica Pereira de Souza

Introdução

O incremento nos teores de matéria orgânica no solo (MOS) é amplamente reconhecido como um dos principais meios para melhorar a qualidade e a capacidade produtiva de solos agrícolas, principalmente em regiões tropicais e subtropicais (Bayer; Dieckow, 2020). O sequestro de carbono (C) na MOS em sistemas agrícolas também contribui para a mitigação das emissões de gases de efeito estufa, reduzindo o efeito danoso da agricultura no aquecimento global.

Esse incremento nos teores de MOS ou, em outras palavras, no armazenamento de C no solo, depende de um balanço anual positivo da adição efetiva de C ao solo em relação às perdas de C na forma de dióxido de C ($C-CO_2$) pela decomposição microbiana (Capítulo 22). Além do aporte anual de C fotossintetizado, a eficiência de sistemas conservacionistas de manejo em aumentar os estoques de C no solo é dependente do seu efeito na magnitude dos mecanismos de estabilização do C no solo, os quais se expressam na redução da taxa anual de decomposição da MOS e no aumento da eficiência de incorporação do C adicionado na MOS.

Neste capítulo, serão abordados os principais mecanismos envolvidos na estabilização do C no solo, os métodos de fracionamento que nos permitem inferir a atuação dos mecanismos e o impacto de algumas práticas de manejo e do tipo de solo na magnitude desses mecanismos e, portanto, nos estoques de C no solo.

Evolução do conhecimento sobre os mecanismos de estabilização da matéria orgânica

Até aproximadamente a metade do século passado, a recalcitrância bioquímica era considerada o principal fator ligado à estabilidade da MOS (Marschner et al., 2008), as rotas bioquímicas eram associadas à decomposição da lignina e os compostos polifenólicos eram vinculados ao processo de humificação, com a formação de macromoléculas consideradas estáveis no solo (Waksman, 1936). Tendo como base o pressuposto de que a composição das moléculas orgânicas era fator determinante da sua estabilidade e dinâmica no solo, predominava o fracionamento químico clássico da MOS, baseado na solubilidade em meio ácido e/ou alcalino, com diversas variantes e graus de detalhamento (Felbeck, 1965). Contudo, naquele período, alguns resultados já não conseguiam ser explicados com o pressuposto da recalcitrância bioquímica da MOS. As substâncias húmicas, estáveis à decomposição quando associadas à fração mineral, apresentavam baixa estabilidade em relação à decomposição microbiana quando isoladas (Haider, 1991; Zech et al., 1992; Lichtfouse et al., 1995). A essas observações se somava o fato de que solos tropicais continham estoques muito superiores de MOS do que era o previsível a partir das temperaturas médias regionais (Jenny, 1941), com destaque para os latossolos argilosos (Bayer et al., 2006b). Portanto, estes resultados sugeriam que o teor de argila e a mineralogia dos solos tinham um papel relevante na estabilidade da MOS.

A partir das décadas de 1950 e 1960, iniciaram-se os primeiros estudos envolvendo técnicas de fracionamento físico (Greenland; Ford, 1964; Christensen, 1992), através dos quais se estabeleceram as bases para o avanço no conhecimento sobre a estabilidade da MOS e se fundamentaram os três principais mecanismos de estabilização da MOS, que são amplamente reconhecimentos atualmente. Além da (i) recalcitrância bioquímica, a estabilidade da MOS passou a ser relacionada com (ii) a estabilização química ou interação/associação organomineral e (iii) a proteção física em agregados de solo (Sollins et al., 1996). A Figura 1, adaptada de Six et al. (2002b), ilustra a atuação dos mecanismos de estabilização do C em diferentes compartimentos da MOS. À medida que são depositados na superfície do solo sob plantio, os resíduos vegetais passam por um processo gradativo de decomposição que envolve a microbiota do solo e em que o C é incorporado nos diferentes compartimentos da MOS. Ao mesmo tempo, processos importantes, como agregação e desagregação, adsorção e dessorção ocorrem favorecendo ou não a permanência do C no solo.

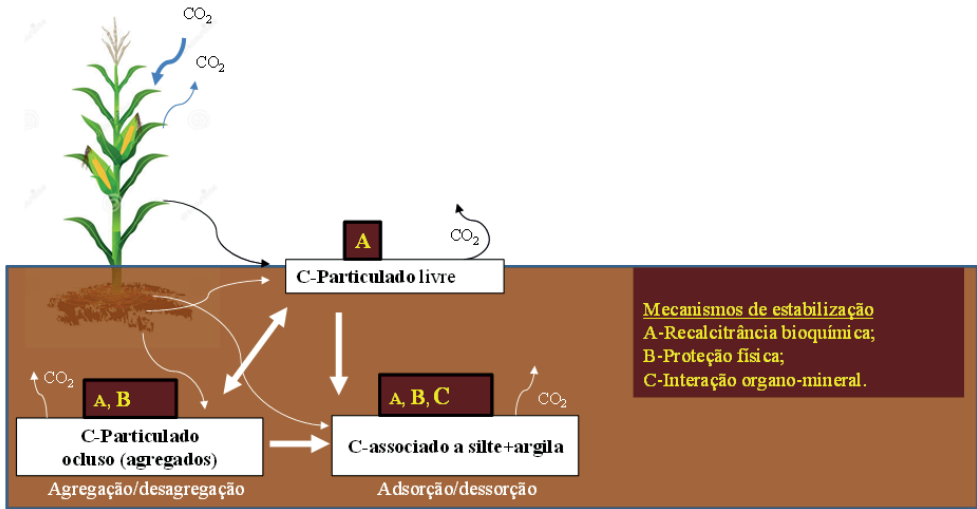



Figura 1. Mecanismos de estabilização do C atribuídos a compartimentos específicos da matéria orgânica do solo. As letras representam, em grau de importância, a atuação dos diferentes mecanismos de estabilização nos diferentes compartimentos da MOS.
Fonte: Adaptado de Six et al. (2002b).

Portanto, a recalcitrância bioquímica, ainda que considerada um mecanismo atuante na estabilização da MOS, é o menos expressivo dos três mecanismos. Afirmações dessa natureza são baseadas em estudos envolvendo o enriquecimento e rastreamento do isótopo ^{13}C, os quais têm evidenciado a contribuição de compostos lábeis na formação de MOS (Rubino et al., 2010; Cotrufo et al., 2013, 2015; Kallenbach et al., 2016). Portanto, esses resultados não suportam os antigos pressupostos de formação da MOS por meio da preservação de moléculas recalcitrantes (Waksman, 1936; Marschner et al., 2008).

Por sua vez, a interação organomineral e a proteção física da MOS, oclusa em agregados de solo, passam a ser cada vez mais estudadas e ressaltadas quanto a sua importância, com destaque para os solos tropicais e subtropicais (Denef et al., 2007; Conceição et al., 2013). A estabilização da MOS por associação com os minerais é um dos principais avanços no entendimento da sua dinâmica (Kleber et al., 2015, 2021). A magnitude de atuação desse mecanismo depende consideravelmente do tipo de mineral presente (Kleber et al., 2015, 2021). Por exemplo, na caulinita, argilomineral 1:1 altamente representativo da mineralogia dos solos subtropicais, a interação entre os grupos funcionais dos compostos orgânicos e o silanol ocorre principalmente por complexo de esfera externa, sendo essa uma interação de baixa estabilidade (Kleber et al., 2015). Algumas particularidades, como a substituição de Al^{3+} por Fe^{+3}, podem ocorrer

na estrutura da caulinita presente em solos subtropicais e tropicais (Iriarte et al., 2005), resultando no aumento da densidade de carga e da adsorção de fósforo (Silva et al., 2017), possivelmente influenciando, também, a interação deste mineral com radicais orgânicos.

Nos óxidos de Fe e Al, a interação do C com as superfícies minerais ocorre por complexos de esfera interna (alta estabilidade), que ocorrem entre os grupos funcionais dos óxidos - como ferro ou alumínio - com os grupos funcionais da MOS (i.e. carboxílico), e são independentes do pH e/ou da carga predominante (Kleber et al., 2015). Portanto, as interações que ocorrem em solos tropicais e subtropicais são mais expressivas e fortes do que aquelas que se verificam por meio da fração mineral de solos de clima temperado. Nos solos formados em regiões de clima frio ocorre um predomínio de argilominerais do tipo 2:1, como ilita, esmectita e vermiculita, cuja principal reação com grupos funcionais da MOS se dá por interação eletrostática e/ou pontes de cátions (Kögel-Knabner et al., 2008).

O mecanismo de proteção física se refere à oclusão do C no interior de macroagreados e, principalmente, de microagregados de solo (Denef et al., 2007). Esse mecanismo ocupa uma posição inferior do que a interação organomineral em termos de resistência da MOS à decomposição microbiana, sendo atribuída a: (i) compartimentação do substrato e da biomassa microbiana (inacessibilidade espacial); (ii) redução da difusão de oxigênio que conduz a uma atividade reduzida de microrganismos em compartimentos específicos do solo (Six et al., 2002c). Apesar de determinar uma estabilidade intermediária, a proteção física da MOS no interior de agregados, ao prolongar o tempo de residência da MOS, pode ampliar a probabilidade de ocorrência da interação organomineral e, portanto, aumentar a magnitude desse mecanismo na estabilidade da MOS (Conceição et al., 2013).

Técnicas de fracionamento físico e a avaliação do impacto de sistemas de manejo na estabilização da matéria orgânica no solo

As técnicas de fracionamento físico da MOS têm avançado bastante nas últimas décadas no estudo da formação, dinâmica e estabilização da MOS (Poeplau et al., 2018; Fulton-Smith; Cotrufo, 2019; Veloso et al., 2019), cujo objetivo é separar frações orgânicas homogêneas em função do seu tamanho - fracionamento granulométrico - ou densidade - fracionamento densimétrico - ou ambos (Poeplau et al., 2018). O pressuposto básico é que essas frações homogêneas da MOS, em função da sua composição (recalcitrância molecular), e localização (proteção física) e grau de associação com a fração mineral (interação organomineral), apresentam diferenças quando à dinâmica,

estabilidade e funcionalidade no ambiente (Poeplau et al., 2018; Lützow et al., 2008).

As técnicas de fracionamento físico da MOS são utilizadas, também, para avaliar o impacto de sistemas de uso e manejo do solo sobre frações lábeis da MOS, visando inferir sobre os seus impactos a longo prazo na qualidade do solo (Vieira et al., 2007). Além disso, diferentes técnicas de fracionamento podem ser utilizadas para avaliar a influência dos sistemas de manejo na atuação dos mecanismos de estabilização da MOS (Poeplau et al., 2018). Uma breve síntese evolutiva da utilização de técnicas de fracionamento físico e da sua interpretação quanto ao impacto dos sistemas de manejo do solo será abordada.

A técnica mais simples de fracionamento físico da MOS é o fracionamento granulométrico, o qual separa a MO particulada (fração grosseira, >53 µm) e uma fração associada aos minerais (fração fina, <53 µm) (Cambardella; Elliott, 1992) usando hexametafosfato de sódio, uma agitação mecânica por longo período (15h) e peneiramento a 53 µm (Figura 2). Essa técnica de fracionamento é muito utilizada no Brasil, tendo sido base para centenas de estudos científicos publicados. Basicamente, são obtidas duas frações orgânicas "homogêneas" com dinâmica, funcionalidade e estabilidade bastante discrepantes. A MO particulada guarda semelhança com os resíduos vegetais que foram seus precursores, sendo uma fração bastante dinâmica no solo e que apresenta um curto tempo médio de residência – $TMR=1/k_2$, onde K_2 é a taxa anual de decomposição –, atuando como fonte de nutrientes para as culturas e de C para a microbiota. Por esse motivo, pode apresentar relação com a estabilidade de agregados do solo e com a atividade microbiana, importantes indicadores de qualidade de solo. Por sua vez, a MO associada aos minerais (MOAM) é a fração mais estável no solo e na qual está armazenado, normalmente, os maiores estoques de C. A MOAM é uma fração orgânica que pode ser encontrada em estágios mais avançados de humificação e que é relacionada mais às características físico-químicas do solo como capacidade de troca de cátions, tamponamento de pH e adsorção de fosfatos (Caravaca et al., 1999; Cotrufo et al., 2019).

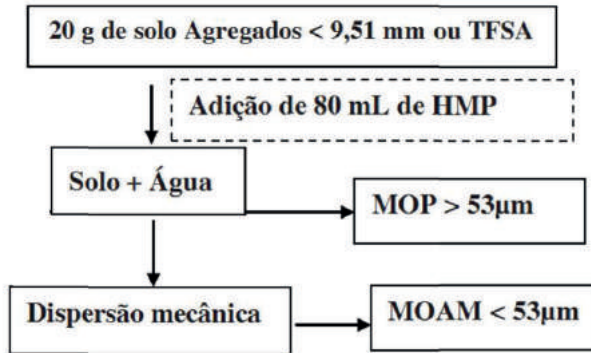



Figura 2. Técnica de fracionamento físico granulométrico. HMP, hexametafosfato; MOP, matéria orgânica particulada; MOAM, matéria orgânica associada aos minerais; TFSA, terra fina seca ao ar (< 2mm).

Fonte: Adaptado de Cambardella e Elliot (1992).

Tabela 1. Participação da matéria orgânica particulada (MOP) e associada aos minerais (MOAM) na composição da matéria orgânica em diferentes estudos conduzidos em solos brasileiros em plantio direto (PD) e preparo convencional (PC).

Sistema de preparo	Sistema de cultura	Camada de solo	C solo	MOP	MOAM	Referência
		cm		——%——		
PD	Tr-So	0 - 20	23 (g kg^{-1})	20	80	Reis et al. (2014)
PD	Tr-So	0 - 20	40 (g kg^{-1})	20	80	Reis et al. (2014)
PD	Av-M	0 - 12,5	11 (g kg^{-1})	10	90	Vieira et al. (2007)
PD	Av+Er-M	0 - 12,5	12 (g kg^{-1})	9	91	Vieira et al. (2007)
PD	Av+Er-M+C	0 - 12,5	13 (g kg^{-1})	13	87	Vieira et al. (2007)
PD	Po-M	0 - 12,5	15 (g kg^{-1})	15	85	Vieira et al. (2007)
PD	M-Av + Er	0 - 20	41 (Mg ha^{-1})	16	84	Souza et al. (2014)
PC	M-Av + Er	0 - 20	34 (Mg ha^{-1})	11	89	Souza et al. (2014)
PC	Tr-So	0 - 20	21 (g kg^{-1})	20	80	Reis et al. (2014)
PC	Tr-So	0 - 20	39 (g kg^{-1})	20	80	Reis et al. (2014)

*Tr: trigo, So: soja, Av: aveia, M: milho, Er: ervilhaca, C: feijão caupi, Po: pousio, Muc: mucuna preta.

Em solos tropicais e subtropicais, a MOAM corresponde entre 80 a 91% do estoque de C no solo (Tabela 1), indicando que a interação organomineral é um mecanismo-chave na estabilização do C no solo. Nos solos tropicais e subtropicais, o plantio direto associado ao alto aporte de C via resíduos culturais (Conceição et al., 2013; Ferreira et al., 2018; Veloso et al., 2018), em especial via leguminosas de cobertura (Bayer et al., 2009; Veloso et al., 2019) e via dejetos de animais (Cavalcante et al.,

2020; Rodrigues et al., 2021), afeta positivamente a estabilização do C por interação organomineral.

Por sua vez, a MO grosseira (>53 μm) é mais sensível do que a MO associada aos minerais (<53 μm) aos diferentes sistemas de manejo do solo, o que pode ser observado a partir da maior variação relativa dos estoques de C no solo em cada uma das frações da MOS. A maior sensibilidade da MO particulada ao manejo torna essa uma importante fração para estudos sobre o impacto do manejo na qualidade do solo a curto ou médio prazo (Bayer et al., 2004; Conceição et al., 2005).

A MOAM obtida pelo fracionamento granulométrico clássico (Figura 2), pode ser fracionada em diferentes compartimentos, como silte grosso (50-20 μm), silte fino (20-2 μm), argila grossa (2-0,2 μm) e argila fina (<0,2 μm), sendo possível, nesse caso, obter informações quanto à relação da estabilização do C com a composição mineralógica dessas frações granulométricas do solo. Fracionamento similar a este foi realizado por Bayer et al. (2006a) para avaliação do impacto de sistemas de manejo sobre as diferentes frações da MOS e sobre a influência da fração mineral na sua estabilização num Argissolo subtropical. Em média, o maior teor de C foi quantificado na fração tamanho argila (41 g kg^{-1}) e diminuiu expressivamente nas frações mais grosseiras (silte fino=27 g kg^{-1}, silte grosso=5 g kg^{-1}, areia fina=3 g kg^{-1}, areia grossa 1 g kg^{-1}). As frações de tamanho argila e silte indicaram diferenças entre os sistemas de manejo, sendo que o solo em pastagem apresentou maiores teores de C nessas frações, seguindo do solo em sistema de pousio de inverno e cultivo de milho consorciado com mucuna-preta no verão. A fração de tamanho argila correspondeu a 10% da massa de solo, mas continha 32% - 42% dos estoques totais de C e N do solo. Este enriquecimento de C e N na fração argila é uma indicação clara de interação organomineral mais forte nesta fração do que nas mais grosseiras, visto que contém maiores concentrações de óxidos de ferro e caulinita (Bayer et al., 2006b).

Mediante uma adaptação do método de Blair et al. (1995) por pesquisadores brasileiros (Diekow et al., 2005; Vieira et al., 2007), os estoques de C na MO particulada e MOAM são utilizados na estimativa das frações lábeis e estáveis da MOS a fim de calcular índices de labilidade do C no solo, o qual, conjuntamente com o índice de estoque de C, permite calcular índices de manejo de C muito interessantes na avaliação da qualidade de sistemas de manejo do solo.

Do ponto de vista operacional, é importante ressaltar que essa técnica de fracionamento no seu formato clássico - hexametafosfato e agitação mecânica - não é eficiente na dispersão do solo quando da sua aplicação em solos argilosos, principalmente os Latossolos (Bartoli et al., 1991). Nesse sentido,

podem ser utilizados outros dispersantes (Pinheiro-Dick; Schwertmann, 1996) ou a dispersão mecânica, a partir da adição de massa de areia de granulometria conhecida (Reis et al., 2014). Se utilizadas soluções densas – iodeto de sódio (NaI) ou politungstato de sódio (PTS) – em método de fracionamento densimétrico, pode ser utilizada a dispersão por cavitação em equipamento de ultrassom. A cavitação gerada pela sonda do equipamento induz a formação de bolhas microscópicas de ar que, ao se romperem, liberam energia que resulta na dispersão dos agregados (Elliott; Cambardella, 1991). A dispersão é realizada em solução densa que é utilizada para separação de uma fração leve – MO particulada com características similares à fração grosseira – e uma fração pesada a qual guarda similaridade com a MO fina, potencialmente associada aos minerais do método anterior (Conceição et al., 2015). Como alternativas para a solução, pode ser utilizada solução com densidade de 1,8 kg L^{-1} de NaI ou solução com densidade de 1,8 a 2,2 kg L^{-1} de PTS. Contudo, deve-se ter atenção quanto ao uso de densidades superiores a 1,8 kg L^{-1} de PTS, devido à possibilidade de redistribuição de partículas de argila para as frações leves da MOS. Algumas vantagens da solução de PTS são reportadas por Conceição et al. (2007, 2008, 2015).

Visando obter mais evidências dos mecanismos de estabilização da MOS, pode ser utilizado o método de fracionamento densimétrico (Hassink et al., 1993), por meoio do qual são obtidas as frações interagregadas – fração leve-livre (FLL) –, intra-agregadas – fração leve-oclusa (FLO) – e associada aos minerais – fração pesada (FP). Quanto à estabilidade das frações no solo, a FLL encontra-se desprotegida no solo e apresenta uma baixa recalcitrância bioquímica; a FLO apresenta um certo avanço no estágio de decomposição em relação à FLL, mas ainda pode ser considerada com uma composição similar, cuja estabilidade no solo se dá, principalmente, pelo mecanismo de proteção física da ação dos microrganismos e de suas enzimas por estar oclusa no interior dos agregados de solo. Por sua vez, além da recalcitrância bioquímica, a estabilidade da FP é decorrente da proteção física e da estabilidade química conferida pela interação organomineral, tratando-se, portanto, da fração de maior estabilidade no solo. Um esquema da técnica de fracionamento é apresentado na Figura 3 e maiores detalhes operacionais podem ser obtidos em Conceição et al. (2008). Na Tabela 2, são apresentados resultados obtidos com essa técnica de fracionamento aplicada num Argissolo subtropical submetido por longo prazo a diferentes sistemas de manejo (Conceição et al., 2013).

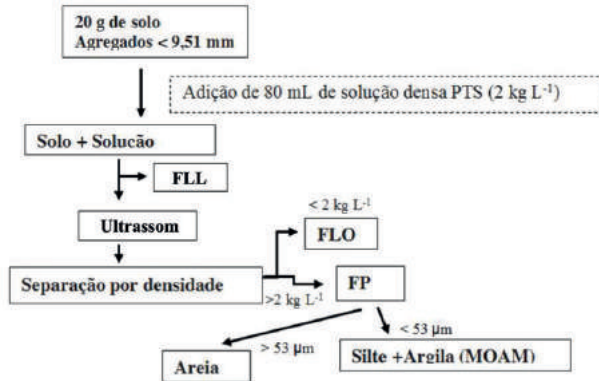



Figura 3. Fracionamento densimetrico da matéria orgânica do solo.
FLL=fração leve-livre, FLO=fração leve-oclusa, FP=fração pesada, PTS=politungstato de sódio.
Fonte: Adaptado de Conceição et al. (2008).

Tabela 2. Estoque de C das frações leve-livre (FLL), leve-oclusa (FLO) e fração pesada (FP) da matéria orgânica do solo em plantio convencional (PC) e plantio direto (PD) e diferente sistema de culturas. Av: aveia, M: milho, Erv: ervilhaca, C: feijão caupi.

Sistema de preparo	Sistema de culturas	FLL	FLO	FP	Total
			——Mg ha^{-1}——		
PC	Av/M	0,5	1,0	5,4	6,8
	Av +Erv/M+C	0,9	1,6	6,0	8,5
PD	Av /M	0,8	2,2	7,4	10,4
	Av +Erv/M+C	1,8	3,5	8,9	14,1

Fonte: Adaptado de Conceição et al. (2013).

Através da análise e interpretação do conteúdo de C obtido nas diferentes frações da MOS, pode ser inferida sobre a importância e magnitude dos diferentes mecanismos de estabilização do C no solo. Os estoques de C da FLL no solo sob PD (0,8 e 1,8 Mg ha^{-1}) foram quase duas vezes superiores àqueles observados no solo em PC (0,5 e 0,9 Mg ha^{-1}). Isso foi verificado para a FLO, de modo que, enquanto 21% e 24% do C orgânico total estava na FLO em solo em PD, esses percentuais foram menores no solo em PC (14% e 19%). O revolvimento do solo em PC contribui para o rompimento dos agregados, o que expõe a FLO à oxidação microbiana e reflete na redução dos estoques de C. Além disso, a proteção física da MO oclusa em agregados desempenha papel importante ao estabilizar a FLO antes de ser posteriormente estabilizada por interação organomineral (Conceição et al., 2013).

Em geral, a dispersão de alguns solos muito argilosos e com quantidades expressivas de óxidos na fração argila requer cautela, pois a cavitação gerada pelo equipamento de ultrassom nem sempre possibilita o rompimento de todos os microagregados em complexos organominerais primários – tamanho silte e argila. Usualmente, a energia necessária para a dispersão completa de solos tropicais e subtropicais varia entre 239 e 2383 J mL[1] (Inda Junior et al., 2007), valores obtidos a partir de uma curva de calibração que deve ser realizada para cada tipo de solo.

Diversas variantes de associação das técnicas de fracionamento granulométrico e densimétrico são encontradas na literatura, as quais atendem diferentes objetivos quanto à dinâmica, estabilidade e/ou funcionalidade da MOS (Poeplau et al., 2018). Uma delas é o fracionamento da MOS a partir de classes de agregados estáveis em água - macroagregados grandes (>2 mm), macroagregados (2-0,250 mm) e microagregados (0,250-0,053 mm) -, seguidas da separação dos complexos organominerais primários (Figura 4). Neste exemplo, a dispersão do solo é realizada por ultrassom, e a separação das frações da MOS pode ser realizada pelo tamanho das partículas - peneiramento e sedimentação - ou pela densidade (Christensen, 1992; Elliott; Cambardella, 1991). Por meio de técnicas de fracionamento desse tipo, os diferentes mecanismos de estabilização da MOS, bem como o impacto dos sistemas de uso e manejo do solo sobre estes, podem ser acessados (Veloso et al., 2019).

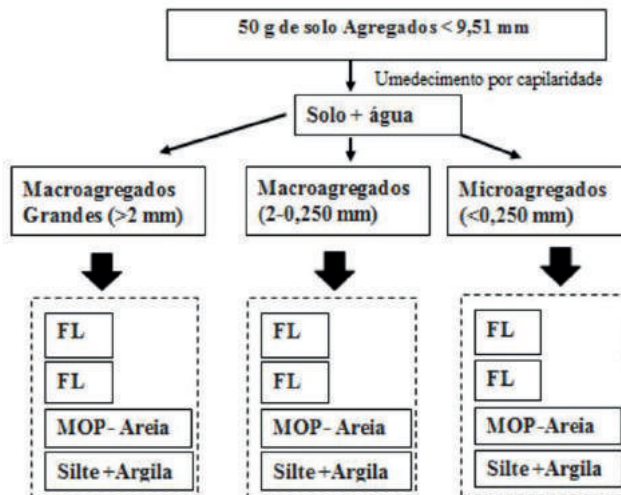



Figura 4. Distribuição de classes de tamanho de agregados associado ao fracionamento densimétrico da matéria orgânica do solo. FL = fração leve-oclusa. MOP = matéria orgânica particulada.

Fonte: Adaptado de Veloso et al. (2019).

A separação de classes de agregados e o fracionamento densimétrico da MOS feito nelas permitem detalhar os mecanismos de estabilização envolvidos na formação de cada classe de agregados e o efeito do preparo e do manejo de culturas na agregação do solo e, consequentemente, no acúmulo da MOS (Conceição et al., 2008; Veloso et al., 2019). Em um experimento de longa duração em Argissolo subtropical sob plantio direto, o sistema de manejo com maior número de espécies de plantas e com a inclusão de leguminosas contribuiu para o aumento da MO oclusa em macroagregados e da MO associada aos minerais nos microagregados, ambos mecanismos na estabilização da MOS (Veloso et al., 2019).

O arranjo espacial de diferentes classes de agregados forma a estrutura física do solo e resulta na compartimentação da MOS, da biomassa microbiana e dos microrganismos decompositores - inacessibilidade espacial - (Dungait et al., 2012; Schmidt et al., 2011). A estrutura do solo também influencia as trocas gasosas, a disponibilidade de substratos e água e o transporte de solutos, o que determina a regulação da atividade dos microrganismos e, consequentemente, a mineralização da MOS. Por isso, os teores de C em cada classe de agregado, ou em frações orgânicas localizadas nas classes de agregados, podem ser um indicador da estabilização do C no solo (Six et al., 1998; Six et al., 2002abc; Vezzani; Mielniczuk, 2011; Andruschkewitsch et al., 2014; Barbosa et al., 2016; Kiani et al., 2017).

A estabilização do C pode ocorrer em macroagregados, mas a proteção em microagregados é aparentemente mais efetiva. Os macroagregados são mais complexos, têm maior disponibilidade de compostos orgânicos lábeis, pois é onde o C recém adicionado é acumulado, maior difusão de oxigênio e, consequentemente, maior diversidade microbiana (Angers et al., 1997; Blaud et al., 2012; Davinic et al., 2012; Samson et al., 2020). O maior tempo de residência de macroagregados em solos sem revolvimento favorece a proteção da MOP e, posteriormente, a formação de microagregados dentro desses macroagregados e, portanto, a estabilização da MOS (Plante; McGill, 2002; Denef et al., 2004, 2007; Veloso et al., 2019). A MO particulada grossa pode ser fragmentada em MO particulada fina pelos organismos edáficos no interior dos macroagregados; a partir da MO particulada fina, podem ser formados os microagregados dentro dos macroagregados, protegendo a MO particulada fina da rápida decomposição microbiana (Six et al., 2002c), o que também favorece a formação de associações organo-minerais (Conceição et al., 2013).

A confirmação da eficiência de microagregados na estabilização da MOS somente foi possível a partir do desenvolvimento de um sistema de fracionamento específico para este objetivo por Six et al. (1998). Esses autores propuseram

uma metodologia para separar os microagregados dentro dos macroagregados e realizar o fracionamento densimétrico da MOS dentro de cada um dos seguintes compartimentos: macroagregados grandes, macroagregados, microagregados dentro dos macroagregados, microagregados livres e silte+argila. Além disso, ao associar essa metodologia ao uso de isótopos, seja apela abundância natural do ^{13}C, análise do rádio carbono (^{14}C) ou por estudos com resíduos enriquecidos com ^{13}C, é possível rastrear o destino e as transformações do C no solo, os mecanismos de estabilização envolvidos nas classes de agregados e o tempo de residência do C de cada compartimento.

A partir da metodologia de fracionamento específico de Six et al. (1998), foi identificado que o aumento de C nos macroagregados em solos em plantio direto, sem revolvimento do solo, aumenta o tempo de residência dos macroagregados, o que favorece a associação da MO particulada intra-agregada com a matriz mineral do solo, formando assim, os microagregados dentro dos macroagregados (Six et al., 1998). Também foi verificado por Fulton-Smith e Cotrufo (2019), em um estudo com plantas enriquecidas com ^{13}C, que o C das raízes do sorgo foi eficiente em se estabilizar no solo através da associação com superfícies minerais dentro de microagregados oclusos dentro de macroagregados, sendo esse um mecanismo importante para aumentar o armazenamento de C no solo (Six et al., 1998; Fulton-Smith; Cotrufo, 2019; Franco et al., 2020).

Saturação de C e efeitos na dinâmica da matéria orgânica do solo

Sendo a proteção física e a associação organomineral os principais mecanismos envolvidos na estabilização da MOS, é lógico pensar que há limites para a estabilização (ou acúmulo) de C e, portanto, de saturação de C no/pelo solo (Figura 5b). A saturação refere-se à capacidade limite de acúmulo de C em um determinado solo (Six et al., 2002a). Mais recentemente, foi introduzido o conceito de saturação efetiva de C no solo, que considera também o efeito do manejo na estabilização da MOS, segundo o qual um mesmo solo - portanto, com o mesmo teor de argila + silte e mesma mineralogia - com adições de C semelhantes, mas com sistemas de manejo distintos, podem apresentar distinta capacidade em acumular C (Stewart et al., 2007). Nesse sentido, a diferença entre o conteúdo de C no solo correspondente ao nível de saturação e o conteúdo atual de C é definido como déficit de saturação de C (DSC) (Figura 5b).

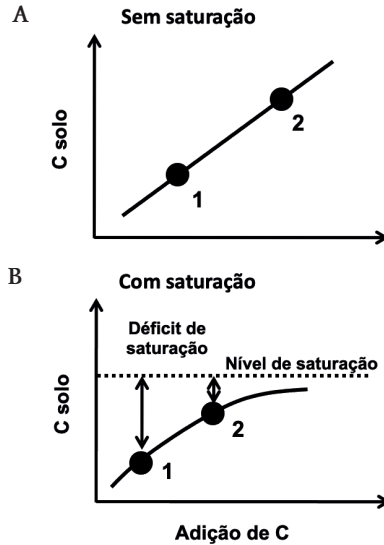



Figura 5. Relação linear entre a adição de carbono (C) e o estoque de C no solo indica uma condição de não ocorrência de um limite na capacidade do solo em estabilizar o C, ou seja, não ocorrência de saturação de C (A), enquanto uma relação assintótica indica que à medida que ocorre o aumento dos teores de C no solo este apresenta uma diminuição na sua capacidade de estabilizar o C adicionado, apresentando um limite de acúmulo de C que configura na saturação dos grupos funcionais das superfícies minerais (B).

Fonte: Adaptado de Stewart et al. (2007)

Na condição de saturação do solo inteiro, assume-se a saturação de todos os mecanismos de proteção da MOS, conforme sugerido por Six et al. (2002a). Segundo esses autores, a saturação do mecanismo de proteção química ocorre devido a existência de uma limitação intrínseca do solo, pois os minerais possuem grupos funcionais de superfície finitos. O mecanismo de proteção física deverá se saturar devido à existência de um limite de agregação do solo e, consequentemente, de proteção do C. No que se refere à recalcitrância bioquímica, não há claras evidências de saturação.

O efeito da saturação no acúmulo de C nos diferentes compartimentos da MOS é caracterizado pela resposta assintótica do C nesses compartimentos às adições de C (Gulde et al., 2008; Stewart et al., 2008) (Figura 5b). Por outro lado, o aumento linear do C nos compartimentos da MOS sugere que a resposta do C é proporcional à adição de C (Figura 5a) e, portanto, nessa condição, não haveria um limite do solo quanto a sua capacidade de estabilizar o C, o que não coincide com a realidade (Stewart et al., 2008). Neste sentido, é importante ressaltar que relações lineares entre adição de C e o estoque de C no solo são

comumentes encontradas na literatura, mas isso se deve ao fato de que esses resultados expressam o estoque de C de espessas camadas de solo – 20 ou 30 cm, ou mais (Bayer et al., 2000; Lovato et al., 2004) –, enquanto a saturação de C está ocorrendo em finas camadas, de alguns milímetros ou centímetros, na superfície de solos em plantio direto (Rodrigues et al., 2022).

Dentre as frações físicas da MOS, o efeito da saturação no acúmulo de C tem sido verificado em maior frequência na fração do C associada aos minerais do que no C ocluso em agregados ou na MO particulada (Dieckow et al., 2005; Santos et al., 2011; Rodrigues et al., 2022). Como visto anteriormente, o C associado aos minerais é estabilizado no solo pelos mecanismos de estabilização química nos grupos funcionais dos minerais de solo. Dessa forma, foi sugerida uma hierarquia de saturação de C, em que os compartimentos estáveis da MOS deverão saturar antes que os compartimentos lábeis (Kool et al., 2007; Gulde et al., 2008). Segundo esses autores, o C associado aos minerais tem um *turnover* menor do que aquele protegido fisicamente nos agregados do solo e, por isso, tende a saturar primeiro. A proteção física do C nos agregados depende do processo de formação dos agregados no solo, que, por sua vez, estão condicionados ao efeito do manejo, especialmente à ausência do revolvimento (plantio direto), e à alta adição de C pelos sistemas de cultivos a longo prazo (Conceição et al., 2013). Portanto, além das propriedades físico-químicas do solo, a saturação de C nesses compartimentos fisicamente protegidos depende de condições de manejo que favoreçam a agregação.

Em solos brasileiros, o efeito da saturação no acúmulo de C no solo tem sido foco de alguns estudos (Dieckow et al., 2005; Reis et al., 2014; Briedis et al., 2016; Corbeels et al., 2016; Briedis et al., 2018; Rodrigues et al., 2022). A relação linear entre a adição de C e a concentração de C total no solo foi observada, indicando não haver efeito da saturação de C (Briedis et al., 2016; Diekow et al., 2005). Contudo, em um experimento de longa duração (36 anos) em um Argissolo do Sul do Brasil, foi verificado que a fração argila na camada superficial do solo (0-2,5 cm) em plantio direto (PD) pode saturar de C após um período relativamente curto de 17 anos (Dieckow et al., 2005). Posteriormente, no mesmo experimento, foi reportado por Rodrigues et al. (2022) que sistemas de cultivo com inclusão de leguminosas de cobertura e com alto aporte de resíduos em plantio direto por 36 anos resultaram em concentrações de C associadas à fração argila + silte fino (<20 μm) (42,3±3,6 g C kg fração^{-1}), próximas ao nível de saturação estimado pelo modelo de saturação na camada de 0-2,5 cm (47,4 g C kg fração^{-1}).

Na Figura 6, apresentada no estudo de Rodrigues et al. (2022), é possível observar que o ajuste de saturação explicou 94% da variação do C associado

a fração silte fino +argila quando camadas 0-2,5, 2,5-5 e 5-10 cm foram analisadas juntas. Esse resultado foi impulsionado especialmente pelos sistemas de culturas guandu + milho e lab lab +milho. Os autores sugerem que em condições similares, a saturação de C pode limitar o potencial de sequestro de C na camada superficial do solo (Diekow et al., 2005), mas esse potencial é mantido em camadas subsuperficiais de solo, que mantêm um elevado DSC (Rodrigues et al., 2022). Portanto, a adoção de cultivos com espécies que apresentam sistemas radiculares vigorosos pode ser uma estratégia para aumentar o acúmulo de C em profundidade em solos sob plantio direto com saturação na camada superficial.

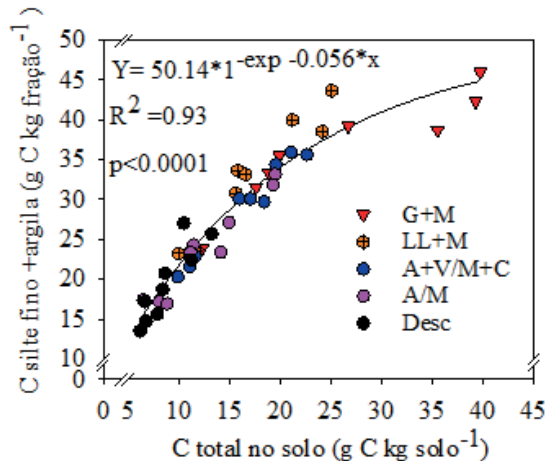



Figura 6. Resposta assintótica do C associado a fração associada ao silte fine + argila (20 μm) após 36 anos de cultivo de diferentes sistemas de culturas em plantio direto: guandu + milho (G+M), lab lab +milho (LL+M), aveia+ ervilhaca/milho+caputi (A+V/M+C), aveia/milho (A/M) e solo descoberto (Desc).

Fonte: Rodrigues et al. (2022).

A eficiência do metabolismo microbiano, a interação organomineral e estabilização do C de resíduos vegetais no solo

A maior eficiência do metabolismo microbiano na decomposição de resíduos vegetais de alta qualidade do que de baixa qualidade promove maior acúmulo de C no solo por unidade de C adicionado (Cotrufo et al., 2013). Contudo, esse efeito é dependente da capacidade do solo em estabilizar o C oriundo do metabolismo microbiano (Cotrufo et al., 2013; Castellano et al., 2015). Segundo Castellano et al. (2015), apenas em solos que apresentam capacidade

de estabilização de C consideravelmente insatisfeita pode vir a ocorrer uma maior estabilização do C proveniente de resíduos de maior qualidade – por exemplo, leguminosas de cobertura.

Para testar essa hipótese, Rodrigues (2021) avaliou o efeito do déficit de saturação de C (DSC) na estabilização do C derivado de aveia e ervilhaca, previamente enriquecidos com isótopo estável ^{13}C e submetidos à decomposição diretamente a campo em sistemas de culturas que apresentavam um gradiente de DSC, em experimento de longa duração (36 anos) sob plantio direto. A Figura 7 ilustra que, após 15 meses de decomposição em condições de campo, o DSC atuou como um controle de transferência de C. Na condição de DSC muito baixo (próximo da saturação) houve acúmulo de C similar entre a aveia e a ervilhaca. Na condição de alto DSC (distante da saturação), houve maior estabilização do C derivado da ervilhaca do que daquele da aveia, indicando que o DSC controla a conversão de resíduos de diferentes qualidades e que resíduos de maior qualidade como o de leguminosas, proporcionam maior estabilização de C somente na condição de alto DSC, confirmando a hipótese de Castellano et al. (2015).

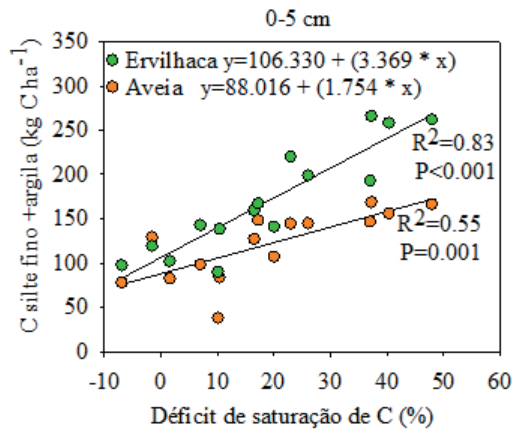



Figura 7. Efeito do déficit de saturação de C na estabilização do C derivado de aveia e ervilhaca previamente enriquecidos com isótopo ^{13}C e submetidos a decomposição diretamente a campo durante 15 meses.
Fonte: Rodrigues (2021).

As evidências reportadas sugerem que a saturação da capacidade de estabilização de C na MO associada aos minerais pode ocorrer na camada superficial de solos sob plantio direto de longa duração e com alto aporte de

resíduos, indicando que esses solos podem perder a capacidade de estabilização de C na superfície (5 cm). Contudo, estudos realizados em solos sob clima temperado sugerem que após a saturação de C na superfície, pode haver aumento da migração de C da superfície para camadas subsuperficiais (Nicoloso et al., 2018). Esse efeito ainda precisa ser investigado em solos tropicais e subtropicais; contudo, recentemente foram observadas expressivas taxas de acúmulo de C na subsuperfície de solos em plantio direto, o que pode estar relacionado a esse aumento da migração de C no perfil ao longo dos anos de adoção do sistema de manejo conservacionista e à contribuição do sistema radicular das plantas (Veloso et al., 2018).

Considerações finais

Grandes avanços foram alcançados no entendimento dos mecanismos atuantes na estabilização do carbono no solo. O paradigma de que a recalcitrância química era o principal fator determinante da estabilidade da MOS foi quebrado e, atualmente, a proteção física da MO oclusa em agregados de solo, principalmente de microagregados, e a interação organomineral são reconhecidas como os principais mecanismos que atuam na estabilização do C no solo. Juntamente com essa quebra de paradigma, o clássico fracionamento químico da matéria orgânica, baseado na solubilidade em meio ácido e alcalino, deu lugar a uma diversidade de técnicas de fracionamento físico da matéria orgânica, utilizando métodos de separação granulométrico ou densimétrico, às vezes combinados. Ao longo dos anos, esses métodos de fracionamento físico da matéria orgânica têm contribuído para o maior entendimento do impacto dos sistemas de manejo em diversas frações da matéria orgânica, permitindo, inclusive, inferir a magnitude dos mecanismos de fracionamento em função do sistema de manejo e do tipo de solo. Os avanços continuam com estudos recentes sobre a saturação de C em solos tropicais e subtropicais brasileiros que, mais recentemente, tratam da maior eficiência de acúmulo de C a partir de resíduos de alta qualidade ricos em N em comparação a resíduos de baixa qualidade. Esses novos resultados, sob o modelo conceitual da eficiência do metabolismo microbiano, se traduzem na contribuição que a inserção de espécies leguminosas de cobertura de solo tem no sistema de produção, bem como na diversificação dos sistemas de rotação de culturas. Avanços no entendimento da dinâmica e estabilização do C na matéria orgânica nos solos dos ecossistemas tropicais e subtropicais brasileiros têm sido alcançados a partir da adoção da técnica de pulsos no enriquecimento de resíduos vegetais com ^{13}C.

Referências

ANDRUSCHKEWITSCH, R; KOCH, H. J; LUDWIG, B. Effect of long-term tillage treatments on the temporal dynamics of water-stable aggregates and on macro-aggregate turnover at three German sites. **Geoderma**, v. 217-218, p. 57-64, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.10.022.

ANGERS, D. A.; RECOUS, S.; AITA, C. Fate of carbon and nitrogen in water-stable aggregates during decomposition of $^{13}C^{15}N$-labelled wheat straw in situ. **European Journal of Soil Science**, v. 48, p. 295-300, 1997. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1997.tb00549.x.

BARBOSA, J Z.; FERREIRA, C. F.; SANTOS, N. Z.; MOTTA, A. C. V.; PRIOR, S.; GABARDO, J. Production, carbon and nitrogen in stover fractions of corn (*Zea mays* L.) in response to cultivar development. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 40, p. 665-675, 2016. DOI: https://doi.org/10.1590/1413-70542016406020316.

BARTOLI, F.; BURTIN, G.; HERBILLON, A. J. Disaggregation and clay dispersion of Oxisols : Na resin, a recommended methodology. **Geoderma**, v. 49, p. 301-317, 1991.

BAYER, C.; DIECKOW, J. Lessons learnt from long-term no-till systems regarding soil management in humid tropical and subtropical regions. In: DANG, Y. P.; DALAL, R. C.; MENZIES, N. W. (ed.). **No-till farming systems for sustainable agriculture**: challenges and opportunities. Cham: Springer International Publishing, p. 437-457, 2020.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO_2. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 599-607, 2000. DOI: https://doi.org/10.1590/s0100-06832000000300013.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, p. 677-683, 2004.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; AMADO, T. J. C. C and N stocks and the role of molecular recalcitrance and organomineral interaction in stabilizing soil organic matter in a subtropical Acrisol managed under no-tillage. **Geoderma**, v. 133, p. 258-268, 2006a. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.07.012.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil and Tillage Research**, v. 86, p. 237-245, 2006b. DOI: 10.1016/j.still.2005.02.023.

BAYER, C.; DIECKOW, J.; AMADO, T. J. C.; ELTZ, F.; VIEIRA, F. L.; COSTA, F. Cover Crop Effects Increasing Carbon Storage in a Subtropical No-Till Sandy Acrisol. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 40, p. 1499-1511, 2009. DOI: https://doi.org/10.1080/00103620902820365.

BLAIR, G. J.; LEFROY, R. D.; LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. **Australian Journal of Agricultural Research**, v. 46, p. 1459-1466, 1995. DOI: https://doi.org/10.1071/AR9951459.

BLAUD, A.; LERCH, T. Z.; CHEVALLIER, T.; NUNAN, N.; CHENU, C.; BRAUMAN, A. Dynamics of bacterial communities in relation to soil aggregate formation during the decomposition of ^{13}C-labelled rice straw. **Applied Soil Ecology**, v. 53, p. 1-9, 2012. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.11.005.

BRIEDIS, C.; MORAES SÁ, J. C.; LAL, R.; TIVET, F.; OLIVEIRA FERREIRA, A.; FRANCHINI, J. C.; SCHIMIGUEL, R.; CRUZ HARTMAN, D.; SANTOS, J. Z. Can highly weathered soils under conservation agriculture be C saturated? **Catena**, v. 147, p. 638-649, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.08.021.

BRIEDIS, C.; MORAES SÁ, J. C.; LAL, R.; TIVET, F.; FRANCHINI, J. C.; OLIVEIRA FERREIRA, A.; CRUZ HARTMAN, D.; SCHIMIGUEL, R.; BRESSAN, P. T.; INAGAKI, T. M.; ROMANIW, J.; GONÇALVES, D. R. P. How does no-till deliver carbon stabilization and saturation in highly weathered soils? **Catena**, v. 163, p. 13-23, 2018. DOI: 10.1016/j.catena.2017.12.003.

CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOTT, E. T. particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, p. 777-783, 1992. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030017x.

CARAVACA, F.; LAX, A.; ALBALADEJO, J. Organic matter, nutrient contents and cation exchange capacity in fine fractions from semiarid calcareous soils. **Geoderma**, v. 93, p. 161-176. 1999.

CASTELLANO, M. J.; MUELLER, K. E.; OLK, D. C.; SAWYER, J. E.; SIX, J. Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. **Global Change Biology**, v. 21, p. 3200-3209, 2015. DOI: 10.1111/gcb.12982.

CAVALCANTE, J. S.; FAVARETTO, N.; DIECKOW, J.; CHEROBIM, V. F.; BARTH, G. Long-term surface application of dairy liquid manure to soil under no-till improves carbon and nitrogen stocks. **European Journal of Soil Science**, v. 71, p. 1132-1143, 2020. DOI: https://doi.org/10.1111/ejss.12920.

CHRISTENSEN, B. T. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particles size and density separates. In: STEWERT, B. A. (ed.). **Advances in soil science,** v. 20, p. 1-89, 1992. DOI: https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2930-8_1.

CONCEIÇÃO, P. C.; BOENI, M.; DIECKOW, J. Eficiência do politungstato de sódio no fracionamento densimétrico da matéria orgânica do solo. **Revista Brasileira da Ciência do Solo**, v. 31, p. 1301-1310, 2007.

CONCEIÇÃO, P. C.; DIECKOW, J.; BAYER, C. Combined role of no-tillage and cropping systems in soil carbon stocks and stabilization. **Soil & Tillage Research**, v. 129, p. 40-47, 2013. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2013.01.006.

CONCEIÇÃO, P. C.; AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J.; SPAGNOLLO, E. Soil organic matter and other attributes as indicators to evaluate soil quality in conservation systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 777-788, 2005.

CONCEIÇÃO, P. C.; BOENI, M.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Fracionamento densimétrico com politungstato de sódio no estudo da proteção física da matéria orgânica em solos. **Revista Brasileira da Ciência do Solo**, v. 32, p. 541-549, 2008.

CONCEIÇÃO, P. C.; BOENI, M.; BAYER, C.; DIECKOV, J.; SALTON, J. C.; REIS, C. E. S. Eficiência de soluções densas no fracionamento físico da matéria orgânica do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 490-497, 2015. DOI: https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20140447.

CORBEELS, M.; MARCHÃO, R. L.; NETO, M. S.; FERREIRA, E. G.; MADARI, B. E.; SCOPEL, E.; BRITO, O. R. Evidence of limited carbon sequestration in soils under no-tillage systems in the Cerrado of Brazil. **Scientific Reports**, v. 6, 18, 2016. DOI: https://doi.org/10.1038/srep21450.

COTRUFO, M. F.; WALLENSTEIN, M. D.; BOOT, C. M.; DENEF, K.; PAUL, E. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter? **Global Change Biology**, v. 19, p. 988-995, 2013. DOI: https://doi.org/10.1111/gcb.12113.

COTRUFO, M. F.; SOONG, J. L.; HORTON, A. J.; CAMPBELL, E. E.; HADDIX, M. L.; WALL, D. H.; PARTON, W. J. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. **Nature Geoscience**, v. 8, p. 776-779, 2015. DOI: https://doi.org/10.1038/ngeo2520.

COTRUFO, M. F.; RANALLI, M. G.; HADDIX, M. L.; SIX, J.; LUGATO, E. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. **Nature Geoscience**, v. 12, p. 989-994, 2019. DOI: https://doi.org/10.1038/s41561-019-0484-6.

DAVINIC, M.; FULTZ, L. M.; ACOSTA-MARTINEZ, V.; CALDERÓN, F. J.; COX, S. B.; DOWD, S. E.; ALLEN, V. G.; ZAK, J. C.; MOORE-KUCERA, J. Pyrosequencing and mid-infrared spectroscopy reveal distinct aggregate stratification of soil bacterial communities and organic matter composition. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 46, p. 63-72, 2012. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.11.012.

DENEF, K.; SIX, J.; MERCKX, R.; PAUSTIAN, K. Carbon sequestration in microaggregates of no-tillage soils with different clay mineralogy. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 1935-1944, 2004. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1935.

DENEF, K.; ZOTARELLI, L.; BODDEY, R. M.; SIX, J. Microaggregate-associated carbon as a diagnostic fraction for management-induced changes in soil organic carbon in two Oxisols. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, p. 1165-1172, 2007. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.12.024.

DIECKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D. P.; KÖGEL-KNABNER, I. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilisation. **Plant and Soil**, v. 268, p. 319-328, 2005. DOI: https://doi.org/10.1007/s11104-004-0330-4.

DUNGAIT, J. A. J.; HOPKINS, D. W.; GREGORY, A. S.; WHITMORE, A. P. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. **Global Change Biology**, v. 18, p. 1781-1796, 2012. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02665.x.

ELLIOTT, E. T.; CAMBARDELLA, C. A. Physical separation of soil organic matter. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 34, p. 407-419, 1991. DOI: https://doi.org/10.1016/0167-8809(91)90124-G.

FELBECK, G. T. Structural chemistry of soil humic substances. **Advances in Agronomy**, v. 17, p. 327-368, 1965.

FERREIRA, A. O.; SÁ, J. C. M.; LAL, R.; TIVET, F.; BRIEDIS, C.; INAGAKI, T. M.; GONÇALVES, D. R. P.; ROMANIW, J. Macroaggregation and soil organic carbon restoration in a highly weathered Brazilian Oxisol after two decades under no-till. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 1559-1567, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.072.

FRANCO, A. L. C.; CHERUBIN, M. R.; CERRI, C. E. P.; SIX, J; WALL, D. H.; CERRI, C. C. Linking soil engineers, structural stability, and organic matter allocation to unravel soil carbon responses to land-use change. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 150, 107998, 2020. DOI: 10.1016/j.soilbio.2020.107998.

FULTON-SMITH, S.; COTRUFO, M. F. Pathways of soil organic matter formation from above and belowground inputs in a Sorghum bicolor bioenergy crop. **GCB Bioenergy**, v. 11, p. 971-987, 2019. DOI: https://doi.org/10.1111/gcbb.12598.

GREENLAND, D.; FORD, G. W. Separation of partially humified organic materials from soils by ultrasonic dispersion. In: INTERNATIONAL CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 8th. 1964, Burcharest. Annals... Burcharest, 1964. p. 137-148.

GULDE, S.; CHUNG, H.; AMELUNG, W.; CHANG, C.; SIX, J. Soil Carbon Saturation Controls Labile and Stable Carbon Pool Dynamics. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, p .605, 2008. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0251.

HAIDER, K. Regulation of the formation and degradation of humic substances in soil. **Elsevier Science Publishers** B.V. v. 6, p. 381-389, 1991. DOI: https://doi.org/10.1016/B978-0-444-88900-3.50041-2.

HASSINK, J.; BOUWMAN, L. A.; ZWART, K. B.; BLOEM, J.; BRUSSAARD, L. Relationships between soil texture, physical protection of organic matter, soil biota, and c and n mineralization in grassland soils. **Geoderma**, v. 57, p. 105-128, 1993. DOI: https://doi.org/10.1016/0016-7061(93)90150-J.

INDA JUNIOR, A. V.; BAYER, C.; CONCEIÇÃO, P. C.; BOENI, M.; SALTON, J. C.; TONIN, A. T. Variáveis relacionadas à estabilidade de complexos organo-minerais em solos tropicais e subtropicais brasileiros. **Ciência Rural**, v. 37, p. 1301-1307, 2007. DOI: 10.1590/s0103-84782007000500013.

IRIARTE, I.; PETIT, S.; HUERTAS, F. J.; FIORE, S.; GRAUBY, O.; DECARREAU, A.; LINARES, J. Synthesis of kaolinite with a high level of Fe3+ for A1 substitution. **Clays and clay minerals**, v. 53, p. 1–10, 2005. DOI: https://doi.org/10.1346/CCMN.2005.0530101.

JENNY, H. **Factors of soil formation: a system of quantitative pedology**. Dover Publications, New York, 1941, 281 p.

KALLENBACH, C. M.; GRANDY, A.; FREY, S. D. Direct evidence for microbial-derived soil organic matter formation and its ecophysiological controls. **Nature Communications**, v. 7, e13630, 2016. DOI: https://doi.org/10.1038/ncomms13630.

KIANI, M.; HERNANDEZ-RAMIREZ, G.; QUIDEAU, S.; SMITH, E.; JANZEN, H.; LARNEY, F. J.; PUURVEEN, D. Quantifying sensitive soil quality indicators across contrasting long-term land management systems: Crop rotations and nutrient regimes. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 248, p. 123-135, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.07.018.

KLEBER, M.; BOURG, I. C.; COWARD, E. K.; HANSEL, C. M.; MYNENI, S. C. B.; NUNAN, N. Dynamic interactions at the mineral–organic matter interface. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 2, p. 402-421, 2021. DOI: https://doi.org/10.1038/s43017-021-00162-y.

KLEBER, M.; EUSTERHUES, K.; KEILUWEIT, M.; MIKUTTA, C.; MIKUTTA, R.; NICO, P. S. Mineral-organic associations: formation, properties, and relevance in soil environments. **Advances in Agronomy**, v. 130, p. 1–140, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/bs.agron.2014.10.005.

KÖGEL-KNABNER, I.; GUGGENBERGER, G.; KLEBER, M.; KANDELER, E.; KALBITZ, K.; SCHEU, S.; EUSTERHUES, K.; LEINWEBER, P. Organo-mineral associations in temperate soils: Integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 171, p. 61-82, 2008. DOI: https://doi.org/10.1002/jpln.200700048.

KOOL, D. M.; CHUNG, H.; TATE, K. R.; ROSS, D. J.; NEWTON, P. C. D.; SIX, J. Hierarchical saturation of soil carbon pools near a natural CO_2 spring. **Global Change Biology**, v. 13, p. 1282-1293, 2007. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01362.x.

LICHTFOUSE, É.; DOU, S.; HOUOT, S.; BARRIUSO, E. Isotope evidence for soil organic carbon pools with distinct turnover rates-II. Humic substances. **Organic Geochemistry**, v. 23, p. 845-847, 1995. DOI: https://doi.org/10.1016/0146-6380(95)80005-C.

LOVATO, T., MIELNICZUK, J., BAYER, C., VEZZANI, F. Carbon and nitrogen addition related to stocks of these elements in soil and corn yield under management systems. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 28, p. 175–187, 2004.

MARSCHNER, B.; BRODOWSKI, S.; DREVES, A.; GLEIXNER, G.; GUDE, A.; GROOTES, P. M.; HAMER, U.; HEIM, A.; JANDL, G.; JI, R.; KAISER, K.; KALBITZ, K.; KRAMER, C.; LEINWEBER, P.; RETHEMEYER, J.; SCHÄFFER, A.; SCHMIDT, M. W. I.; SCHWARK, L.; WIESENBERG, G. L. B. How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 171, p. 91-110, 2008. DOI: https://doi.org/10.1002/jpln.200700049.

NICOLOSO, R. S.; RICE, C. W.; AMADO, T. J. C.; COSTA, C. N.; AKLEY, E. K. Carbon saturation and translocation in a no-till soil under organic amendments. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 264, p. 73-84, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.05.016.

PINHEIRO-DICK, D.; SCHWERTMANN, U. Microaggregates from Oxisols and Inceptisols: dispersion through selective dissolutions and physicochemical treatments. **Geoderma**, v. 74, p. 49-63, 1996.

PLANTE, A. F.; MCGILL, W. B. Soil aggregate dynamics and the retention of organic matter in laboratory-incubated soil with differing simulated tillage frequencies. **Soil and Tillage Research**, v. 66, p. 79-92, 2002. DOI: https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00015-6.

POEPLAU, C.; DON, A.; SIX, J.; KAISER, M.; BENBI, D.; CHENU, C.; CATRUFO, M. F.; DERRIENM D.; GIOCCHINI, P.; GRAND, S.; GREGORICH, E.; GRIEPENTROG, M.; GUNINA, A.; HADDIX, M.; KUZYAKOV, Y.; KÜHNEL, A.; MACDONALD, L. M.; SOONG, J.; NIEDER, R. Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils – A comprehensive method comparison. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 125, p. 10-26, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.06.025.

REIS, C. E. S; DICK, D. P; CALDAS, J. S; BAYER, C. Carbon sequestration in clay and silt fractions of Brazilian soils under conventional and no-tillage systems. **Scientia Agricola**, v. 71, p. 292-301, 2014. DOI: https://doi.org/10.1590/0103-9016-2013-0234.

RODRIGUES, L. A. T. **Estabilização e saturação de Carbono em solo subtropical em Plantio Direto por longo prazo**. 2021. 86 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

RODRIGUES, L. A. T; GIACOMINI, S. J; AITA, C; BRUNETTO, G; BACCA, A; CERETTA, C. A. Short- and long-term effects of animal manures and mineral fertilizer on carbon stocks in subtropical soil under no-tillage. **Geoderma**, v. 386, 114913, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114913.

RODRIGUES, L. A. T.; DIECKOW, J.; GIACOMINI, S.; SANGIOVO, A.; ZORZO, G. P. P.; BAYER, C. Carbon sequestration capacity in no-till soil decreases in the long-term due to saturation of fine silt plus clay-size fraction. **Geoderma.** v. 412, 115711, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115711.

RUBINO, M.; DUNGAIT, J. A. J.; EVERSHED, R. P.; BERTOLINI, T.; ANGELIS, P.; D'ONOFRIO, A.; LAGOMARSINO, A.; LUBRITTO, C.; MEROLA, A.; TERRASI, F.; COTRUFO, M. F. Carbon input belowground is the major C flux contributing to leaf litter mass loss: Evidences from a 13C labelled-leaf litter experiment. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, p. 1009-1016, 2010. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.02.018.

SAMSON, M. E.; CHANTIGNY, M. H.; VANASSE, A.; MENASSERI-AUBRY, S.; ROYER, I.; ANGERS, D. A. Management practices differently affect particulate and mineral-associated organic matter and their precursors in arable soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 148, 107867, 2020. DOI: 10.1016/j.soilbio.2020.107867.

SANTOS, N. Z.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; MOLIN, R.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; PIVA, J. T. Forages, cover crops and related shoot and root additions in no-till rotations to C sequestration in a subtropical Ferralsol. **Soil and Tillage Research**, v. 111, p. 208-218, 2011. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2010.10.006.

SCHMIDT, M. W. I.; TORN, M. S.; ABIVEN, S.; DITTMAR, T.; GUGGENBREGER, G.; JANSSENS, I. A.; KLEBER, M.; KÖGEL-KNABNER, I.; LEHMANN, J.; MANNING, D. A. C.; NANNIPIERI, P.; RASSE, D. P.; WEINER, S.; TRUMBORE, S. E. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature**, v. 478, p. 49-56, 2011. DOI: https://doi.org/10.1038/nature10386.

SILVA, M. S. E.; LAGES, A. S.; SANTANA, G. P. Physical and chemical study of lattice kaolinites and their interaction with orthophosphate. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 89, p. 1391-1401, 2017. DOI: https://doi.org/10.1590/0001-3765201720160519.

SIX, J.; ELLIOTT, E. T.; PAUSTIAN, K.; DORAN, J. W. Aggregation and Soil Organic Matter Accumulation in Cultivated and Native Grassland Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 62, p. 1367, 1998. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200050032x.

SIX, J.; CONANT, R. T.; PAUL, E. A; PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, v. 241, p. 155-176, 2002a. DOI: https://doi.org/10.1023/A:1016125726789.

SIX, J.; CALLEWAERT, P.; LENDERS, S.; GRYZE, S. De; MORRIS, S. J.; GREGORICH, E. G.; PAUL, E. A.; PAUSTIAN, K. Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. **Soil Science Society American Journal**, v. 66, p. 1981-1987, 2002b.

SIX, J.; FELLER, C.; DENEF, K.; OGLE, S. M.; MORAES SA, J. C.; ALBRECHT, A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils-effects of no-tillage. **Agronomie-Sciences des Productions Vegetales et de l'Environnement**, v. 22, p.755-776, 2002c. DOI: https://doi.org/10.1051/agro.

SOLLINS, P.; HOMANN, P.; CALDWELL, B. A. Stabilization and destabilization of soil organic matter: Mechanisms and controls. **Geoderma**, v. 74, p. 65-105, 1996. DOI: https://doi.org/10.1016/S0016-7061(96)00036-5.

SOUZA, E. D.; COSTA, S. E. V. G. A.; ANGHINONI, I.; CARNEIRO, M. A. C.; MARTINS, A. P.; BAYER, C. Soil quality indicators in a Rhodic Paleudult under long term tillage systems. **Soil and Tillage Research**, v. 139, p. 28-36, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2014.02.001.

STEWART, C. E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R. T.; PLANTE, A. F.; SIX, J. Soil carbon saturation: Concept, evidence, and evaluation. **Biogeochemistry**, v. 86, p. 19-31, 2007. DOI: https://doi.org/10.1007/s10533-007-9140-0.

STEWART, C. E.; PLANTE, A. A. F.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R. T.; SIX, J. Soil carbon saturation: linking concept and measurable carbon pools. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, p. 379, 2008. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0104.

VELOSO, M. G.; ANGERS, D. A.; TIECHER, T.; GIACOMINI, S.; DIECKOW, J.; BAYER, C. High carbon storage in a previously degraded subtropical soil under no-tillage with legume cover crops. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 268, p. 15-23, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.08.024.

VELOSO, M. G.; CECAGNO, D; BAYER, C. Legume cover crops under no-tillage favor organomineral association in microaggregates and soil C accumulation. **Soil and Tillage Research**, v. 190, p. 139-146, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2019.03.003.

VEZZANI, F. M; MIELNICZUK, J. Agregação e estoque de carbono em argissolo submetido a diferentes práticas de manejo agrícola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 213-223, 2011. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000100020.

VIEIRA, F. C. B.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; DIECKOW, J.; MIELNICZUK, J.; HE, Z. L. Carbon management index based on physical fractionation of soil organic matter in an Acrisol under long-term no-till cropping systems. **Soil and Tillage Research**, v. 96, p. 195-204, 2007. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2007.06.007

VON LÜTZOW, M.; KÖGEL-KNABNER, I.; LUDWIG, B.; MATZNER, E.; FLESSA, H.; EKSCHMITT, K.; GUGGENBERGER, G.; MARSCHNER, B.; KALBITZ, K. Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: Development and application of a conceptual model. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**. v. 171, p. 111-24. 2008. https://doi.org/10.1002/jpln.200700047

WAKSMAN, S. A. Humus origin, chemical composition, and importance in nature. **Soil Science**, v. 41, p. 395, 1936. DOI: https://doi.org/10.1097/00010694-193605000-00010.

ZECH, W.; ZIEGLER, F.; KÖGEL-KNABNER, I.; HAUMAIER, L. Humic substances distribution and transformation in forest soils. **The Science of the Total Environment.** v. 117-118, p. 155-174, 1992. DOI: https://doi.org/10.1016/0048-9697(92)90084-6.

Capítulo 10

Emissão de CO_2 e sua interface com a matéria orgânica do solo: uma visão multidisciplinar

Newton La Scala Jr.
Alexandre Souto Martinez
Kurt Arnold Spokas

Introdução

A concentração de dióxido de carbono (CO_2) na atmosfera tem aumentado desde o início da revolução industrial. Nos últimos anos, esse aumento tem sido ainda superior ao que foi historicamente observado. Isto se deve ao crescimento mais recente das economias emergentes. Uma coleção de dados relativos à concentração de CO_2 atmosférico (Figura 1) pode ser encontrada, por exemplo, na página da Administração Nacional da Aeronáutica e Espaço (NASA) (National Aeronautics and Space Administration, 2022). Os valores mais recentes - década de 1950 - são oriundos de medições atmosféricas diretas. Por outro lado, os valores mais antigos foram obtidos em amostras de gelo depositadas há milênios e ainda armazenadas em locais permanentemente congelados.

O grande aumento na concentração de CO_2 atmosférico está relacionado à queima de combustível fóssil, sobretudo o uso de petróleo. Porém, em torno de 20% desse aumento é também causado pelo desmatamento e mudanças do uso da terra (Schimel et al., 2015) que provocam perdas significativas nos estoques de carbono (C) na biomassa aérea e, especialmente, no solo. Em países como o Brasil, as maiores fontes de emissão de gases de efeito estufa estão nos setores de mudança do uso da terra e agropecuária (Figura 2), como indicam os inventários nacionais conduzidos nas últimas décadas (Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa, 2020).

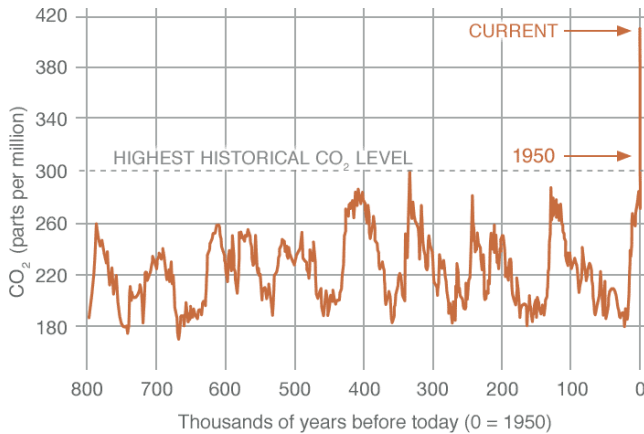



Figura 1. Concentração de dióxido de CO_2 atmosférico (ppm, partes por milhão volume) ao longo dos últimos 800 mil anos. Historicamente essa concentração não ultrapassou o limite acima de 300 ppm até próximo de 1950. Atualmente (2022) ela se aproxima de 420 ppm.
Fonte: Reconstruction from ice cores. NOAA.

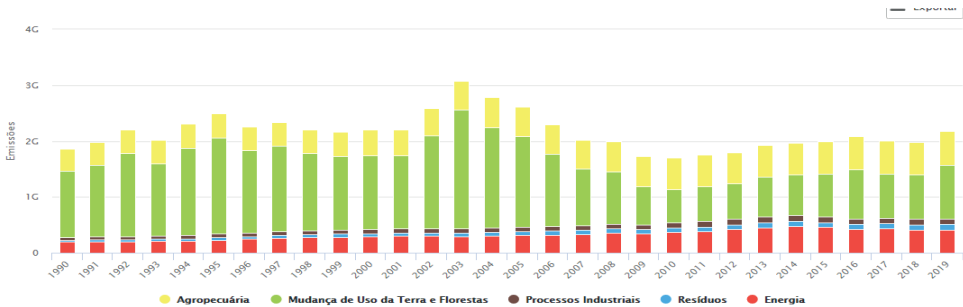



Figura 2. Emissão total (Gton CO_2) nas últimas décadas do Brasil, discriminando os setores. Verde: mudança do uso da terra. Amarelo: agropecuária.
Fonte: Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (2020).

O aumento da concentração de gases de efeito estufa na atmosfera resulta no efeito estufa ampliado, ou efeito estufa adicional. Este supera o efeito estufa que prevaleceu por milênios e que regula a temperatura média terrestre. Esse efeito pode ser quantificado pelo forçamento radiativo que é a diferença da potência absorvida pela Terra daquela que é emitida pela superfície de volta para o espaço. As últimas estimativas publicadas pelo IPCC (Stocker et al., 2013) colocam o aumento na concentração de CO_2 atmosférico como o principal fator responsável pelo acréscimo no forçamento radiativo desde o início do século XIX (Figura 3). Como resultado, têm sido observados aumentos

significativos na temperatura média da Terra, no assim chamado "aquecimento global". Como consequência do aquecimento global, observa-se, na maior parte das vezes, efeitos danosos aos sistemas naturais, agrícolas, à saúde pública e aos sistemas oceânicos.

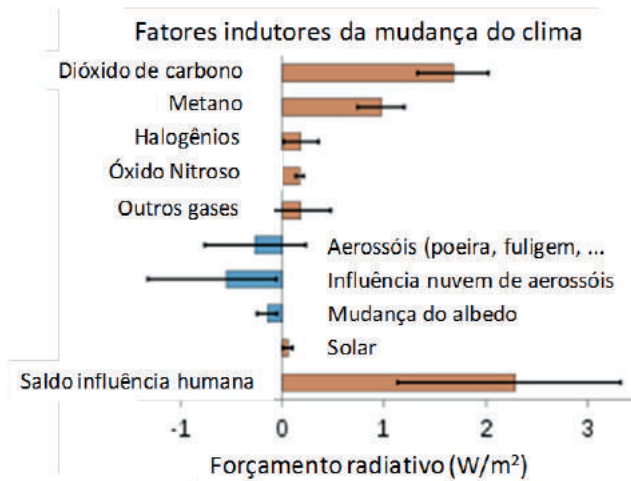



Figura 3. Fatores que tem ampliado (em vermelho) e reduzido (em azul) o forçamento radiativo nos últimos séculos.

Fonte: Stocker et al. (2013).

A importância do carbono no solo

A despeito do C ter presença em menos de 10% da massa do solo, estando basicamente na forma de matéria orgânica, esse elemento possui importância fundamental. Ele promove serviços diversos, como a ciclagem de nutrientes, a retenção de água e a regulagem climática, a partir justamente do sequestro de C (Milne et al., 2015). Devido ao uso intensivo dos solos, houve uma perda de C que é bem significativa e documentada globalmente (Montanarella et al., 2018). Como mencionado, essa perda de C do solo se relaciona ao aumento na concentração atmosférica de CO_2 e ao efeito estufa adicional. A Figura 4 apresenta a distribuição espacial dessa perda na forma de declínio do C orgânico original do solo em porcentagem (Montanarella et al., 2018).

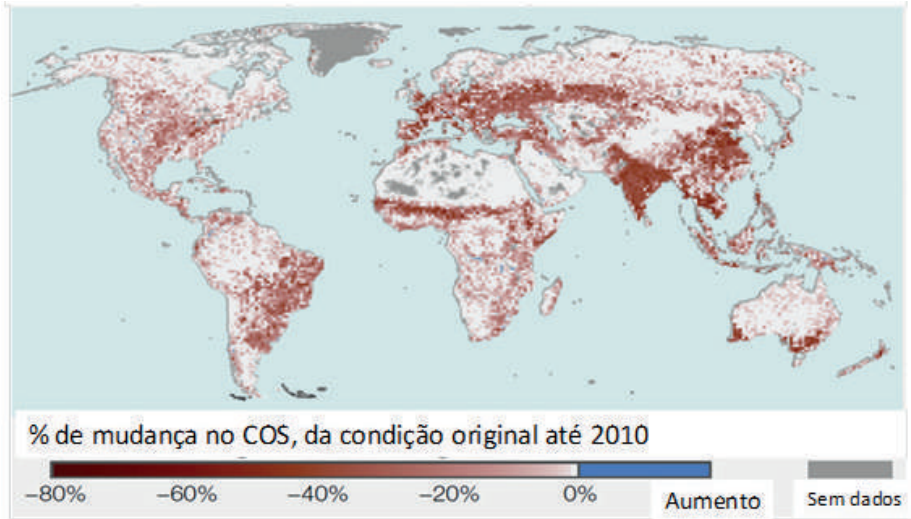



Figura 4. Redução no conteúdo de C orgânico no mundo, na forma percentual perante o valor original.
Fonte: Montanarella et al. (2018).

Por outro lado, estima-se que os solos possuem, ainda, uma enorme quantidade de C estocado - há por volta de 1500 Pg (Zomer et atl., 2017), com potencial de sequestrar e acumular ainda mais. Estima-se que com a adoção de boas práticas agrícolas, aproximadamente 1,85 Pg de C por ano pode ser sequestrado (Zomer et al., 2017). Garantir que os estoques de C no solo estão mantidos ou podem ser aumentados é uma das estratégias relacionadas à mitigação do efeito estufa adicional (Zomer et al., 2017; Vermeulen et al., 2019). Iniciativas que valorizam o aumento dos estoques de C no solo ajudariam a reduzir a concentração de CO_2 atmosférico (Minasny et al., 2017). Conduzir o aumento nos estoques de C no solo é uma tarefa difícil, pois envolve atores como fazendeiros, agrônomos e cientistas. Adicionalmente, a variabilidade espacial dos estoques de C do solo é grande, sendo difícil sua detecção e validação em grandes áreas e ao longo do tempo.

O balanço de carbono no solo

A natureza costuma nos apresentar características e formas que merecem ser notadas. A Figura 5a apresenta os estoques de C nos solos do mundo em toneladas (t) por hectare, contendo detalhes interessantes, pois mostra que a distribuição espacial do C ao longo do globo é particularmente superior em regiões mais frias, como as regiões polares, ou em regiões de latitude elevada.

Já a Figura 5b apresenta resultados similares, porém levando em consideração o conteúdo de C orgânico acima do solo, na biomassa vegetal (parte aérea). Observa-se que os locais com maior abundância da biomassa aérea não são, no geral, os locais do mundo em que os estoques de C do solo são superiores. Esse é um fator importante que será abordado neste capítulo.

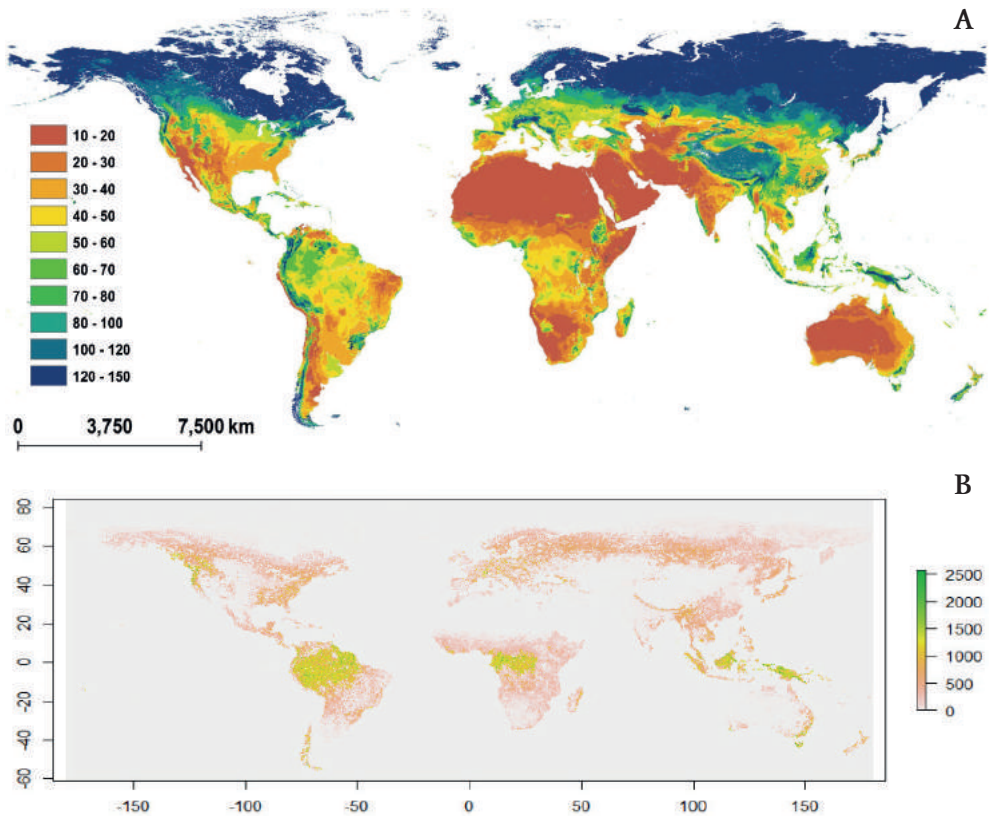



Figura 5. A - Estoque de C nos solos do mundo (0 - 30cm) em toneladas (t) por hectare. B - Mapa da biomassa vegetal acima do solo global (Mg ha^{-1}).

Fonte: Fig. A: Mapa apresentado por Minasny et al. (2017) gerado a partir dos estudos de Stockmann et al. (2015). Fig. B: Spawn e Gibbs (2020).

O balanço de C do solo pode ser resumido pela seguinte relação simplista (equação 1):

$$C = C_{entrada} - C_{saída} \quad \textbf{(Equação 1)}$$

Apesar dos maiores valores de produção primária que levariam às maiores entradas de C no solo, não é nos trópicos, mas sim nas regiões mais frias em que os estoques de C são superiores. Essa "desarmonia" ao longo do globo entre maiores entradas de C, porém menores estoques de C do solo, deixa claro que tais estoques são governados não somente pela entrada de C, mas também pela sua saída.

A importância da emissão de CO_2 do solo

Avaliação da emissão de CO_2 do solo

A partir da década de 1990, novos equipamentos possibilitaram a avaliação da emissão de CO_2 do solo de forma *in situ* e quase imediata por meio do uso de sistemas baseados na espectroscopia de absorção óptica acopladas a câmaras instaladas sobre o solo. Todas as metodologias utilizadas, mesmo as mais antigas, como as baseadas na absorção de CO_2 em solução (NaOH) ou na cromatografia a gás, determinam a emissão a partir da variação da concentração de CO_2 ao longo do tempo. Mas as vantagens da técnica espectroscópica perante outras é a portabilidade e sua alta resolução na avaliação, o que possibilita uma leitura de emissão muito rápida no próprio local de estudo (Costa et al. 2006).

A espectroscopia de absorção é baseada na chamada lei de Beer, em que uma radiação passa através de uma amostra de gás e é avaliada a atenuação da potência incidente, ou seja, a potência transmitida (Galo; Colombo, 2009). O resultado obtido é o espectro de absorção - absorção em função do comprimento de onda (ou frequência) da radiação transmitida. O quanto de potência é absorvido pelo gás é medido em termos da lei de Beer (equação 2):

$$(\textit{Potencia Absorvida}) = (\textit{Potencia Incidente}) * (1 - \exp(-\sigma * n * L)) \qquad \textbf{(Equação 2)}$$

Na equação, n representa a concentração do gás no meio e L o comprimento da coluna do gás pôr onde essa radiação passa. A constante σ é chamada de coeficiente de absorção e descreve o quanto a molécula daquele gás absorve em função do comprimento de onda da radiação incidente (ou transmitida). A equação (2) governa a operação de todo instrumento voltado à detecção de concentração de espécies baseada na absorção óptica.

Por meio do coeficiente de absorção das moléculas, a sensibilidade de detecção para cada gás pode ser calculada. A espectroscopia molecular dispõe de dados sobre os coeficientes de absorção, em função do comprimento de onda, para várias espécies de gases. Por exemplo, sabe-se que o CO_2 possui uma forte linha de absorção no infravermelho em 4230 nm. Assim, a concentração de CO_2 na amostra de ar no interior da câmara instalada sobre o solo pode

ser aferida através da atenuação da radiação incidente nesse comprimento de onda, pela lei de Beer. Uma configuração típica desses sistemas é apresentada na Figura 6.

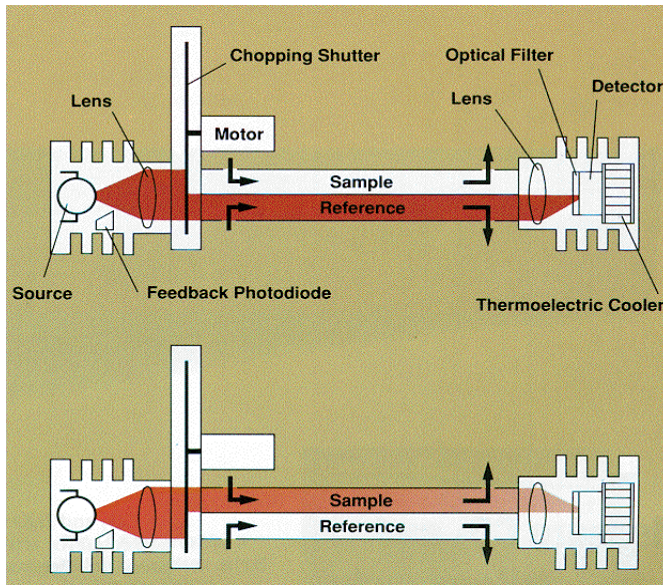



Figura 6. Princípio de funcionamento de um sistema medidor da concentração de CO_2 na amostra ("sample") através da espectroscopia de absorção. Tal instrumento compara a absorção óptica no comprimento de onda de 4230 nm ocorrida numa coluna de gás admitido da câmara inserida sobre o solo, em contraste com a absorção óptica ocorrida numa coluna de gás com concentração zero de CO_2 ("reference"). Através da comparação da absorção ocorrida nas duas colunas de gás ("Sample x Reference") pode-se determinar a concentração de CO_2 na amostra de ar no admitido da câmara (Healy et al., 1996).

Uma vez que uma câmara fechada é inserida sobre a superfície do solo, se há uma emissão de CO_2 do solo para o interior da câmara, é registrado um aumento na concentração de CO_2 no ar no interior da câmara ao longo do tempo, a partir da concentração inicial atmosférica – aproximadamente 410 ppm –, similar ao representado na Figura 7.

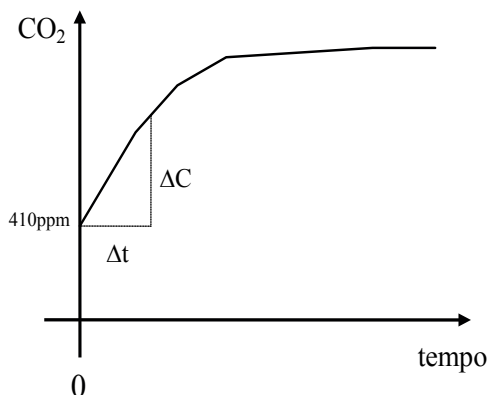



Figura 7. Variação da concentração de CO_2 com o tempo do ar interior em câmera fechada inserida sobre o solo. Espera-se saturação quando a concentração de CO_2 no interior da câmara se iguala a concentração de CO_2 do solo. A emissão de CO_2 do solo é calculada através da derivada da curva próxima a t=0.

Assim, a partir da curva de aumento da concentração de CO_2 no interior da câmara (Figura 7), pode-se calcular a emissão de CO_2 do solo. Tal emissão é basicamente o aumento da concentração de CO_2 no interior da câmara dividido pelo tempo transcorrido. Isso é válido para os instantes iniciais do tempo após o fechamento da câmera sobre o solo, antes que uma saturação na concentração de CO_2 no interior da câmara ocorra. Considerando-se o acréscimo de concentração de ΔC no volume total da câmara V, o incremento de massa de CO_2 no interior da câmara no referido intervalo de tempo (Δt) é então dado pela equação 3:

$$\Delta m = V \Delta C \qquad \textbf{(Equação 3)}$$

Em decorrência, a emissão de CO_2 do solo ocorrida na área A, no instante inicial $\Delta\ t$ é dada pela equação 4,

$$F = \frac{\Delta m}{\Delta t\ A} \qquad \textbf{(Equação 4)}$$

que resulta na emissão de CO_2 (F) em unidades de mg CO_2 m^{-2} min^{-1} ou µmoles CO_2 m^{-2} seg^{-1}, a depender das unidades utilizadas. A equação 4 é a forma básica de determinação da emissão de qualquer espécie do solo, ou de outros ambientes, pois é uma taxa de transferência - massa por unidade de

tempo - dividida pela área da seção transversal. É bastante comum na literatura chamar essa grandeza também de fluxo, mas, neste texto será convencionada como emissão.

Modelo conceitual: trocas de carbono do solo

A saída de C do solo está basicamente relacionada à atividade microbiana aeróbica. Uma forma de representar o processo de variação nos estoques de C do solo é ilustrado pela Figura 8 e descrito pela equação 5, diferencial de primeira ordem (Bayer et al., 2006; Pingoud; Wagner; 2006), em que as variações do estoque de C do solo no tempo são descritas pela saída de C (kC, vermelho) e pela entrada (I_C, verde):

$$\frac{dC(t)}{dt} = -kC(t) + I_C \quad \text{(Equação 5)}$$

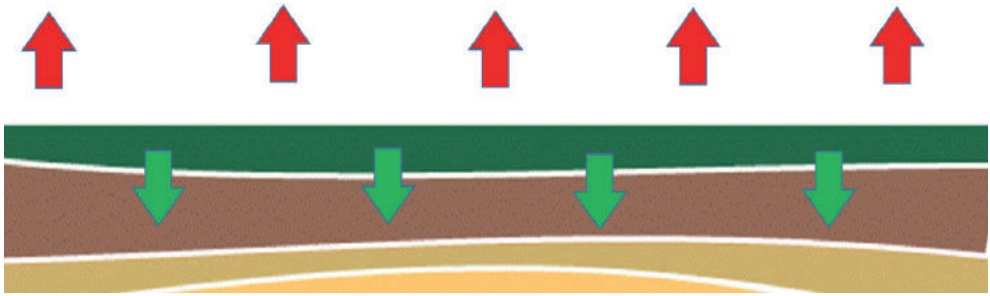



Figura 8. Representação dos fluxos de entrada e saída de C do solo. A entrada (setas verdes) é devido a deposição de C via raízes, serrapilheira e outros processos. A saída de C (setas vermelhas) se dá basicamente pela emissão de CO_2 do solo em áreas agrícolas, contendo pouco declive.

A grandeza *C(t)* representa o estoque de C num determinado tempo *t*, *k* é a chamada constante de decaimento, ou constante *k*, e I_C é a entrada de C no solo, que por simplicidade será considerado constante (isso não afeta os resultados).

Resolvendo essa equação 5 para valores de *k* e I_C constantes, temos:

$$C(t) = C_0e^{-kt} + \frac{I_C}{k}(1 - e^{-kt}), \quad \text{(Equação 6)}$$

Nesta equação, C_0 é o valor inicial de estoque de C (em t=0). Assim, no estado estacionário ($t =$), o resultado é dado pela equação 7.

$$C_{estacionário} = \frac{I_C}{k} \qquad \textbf{(Equação 7)}$$

O valor atingido pelo estoque de C do solo no estado estacionário é dado por $C_{estacionário}$. Esse valor pode também ser diretamente obtido pela Eq. 5, fazendo $\frac{dC(t)}{dt} = 0$.

O resultado apresentado na Eq. 7 é consequência do modelo de decaimento de primeira ordem e indica que maiores valores da constante de decaimento k resultam em menores valores nos estoques de C do solo no estado estacionário ($C_{estacionário}$). Maiores valores de k estão tipicamente em regiões tropicais, enquanto menores valores de k estão em regiões mais frias. A despeito das grandes variações no C da biomassa aérea e da abundância da vegetação em zonas tropicais, as maiores entradas de C (I_C) não parecem ser o fator principal que define os maiores estoques de C no solo no mundo. Isso sugere que a taxa de saída (k), relacionada ao decaimento da matéria orgânica do solo, é o fator principal. Como demonstrado pelo denominador da Eq. 7, quanto maior o seu valor, menor o estoque de C estacionário. O constante decaimento k é controlado por grandezas que serão ainda discutidas, como a temperatura e umidade do solo (Leiros et al., 1999; Curtin et al., 2012; Ghimire et al., 2019).

Emissão de CO_2 e sua relação com propriedades do solo

A emissão de CO_2 do solo tem diversas relações com propriedades do solo, mas como ela é subproduto do decaimento do C presente na matéria orgânica do solo, possui relação com as mesmas propriedades do solo constantes nos modelos de previsão da dinâmica da matéria orgânica do solo - como o modelo Century por exemplo (Leite; Mendonça, 2003). Como evidenciado na Eq. 5, a emissão de CO_2 do solo é diretamente proporcional ao constante de decaimento k, e também ao estoque de C. O produto kC indica que maiores perdas podem ocorrer em locais com altos valores de k, mas também de C, e como temos um produto, locais com altos valores de C, mas com baixos valores de k, podem resultar em baixas taxas de decaimento e, consequentemente, baixas saídas de C do solo. Por isso, ambientes em que o solo possui elevados valores de C podem manter esses valores altos, pois nesses locais os valores de k são muito baixos e o produto kC, que define o decaimento de C do solo, é baixo nesses ambientes frios, mantendo alto os estoques de C a despeito de muitas vezes haver uma baixa entrada I_C. Mas destaca-se que a dependência da emissão de CO_2 com as propriedades do solo é a mesma dependência da constante de decaimento k

com as propriedades do solo. Para uma mesma entrada de C no solo (I_C), locais com maiores valores de k - ou emissão de CO_2 - são os locais que terão menores valores de $C_{estacionário}$, como indica a Eq. 7.

A sensibilidade da emissão de CO_2 em relação à temperatura do solo é muito acentuada em ambientes frios, em que a temperatura do solo é o fator limitante à atividade microbiana. Nesses locais, conforme a temperatura aumenta, no geral, observa-se uma relação de crescimento exponencial da emissão CO_2. Assim, a temperatura do solo governa a variabilidade temporal da emissão em climas temperados, acelerando a perda de C do solo nesses ambientes. A Figura 9 apresenta um resultado típico derivado de experimentos conduzidos na Antártida marítima (verão 2008/2009), em solos com três condições de cobertura: gramínea, musgo e sem vegetação. Em ambientes tropicais, essa dependência não é tão imediata. Em adição, a dependência da emissão com a temperatura do solo confunde-se com as variações da umidade do solo, pois, aumentando a umidade do solo, no geral, reduz-se a sua temperatura. Ainda, para capturar uma variação na temperatura do solo significativa, como 10 °C, é necessário avaliar por vários meses ao longo do ano. A Figura 10 apresenta um resultado similar ao observado na Antártida, uma relação linear entre o logaritmo da emissão versus a temperatura do solo, observado em área cultivada com cana-de-açúcar em três posições distintas da paisagem - côncavo, ombro e sopé.

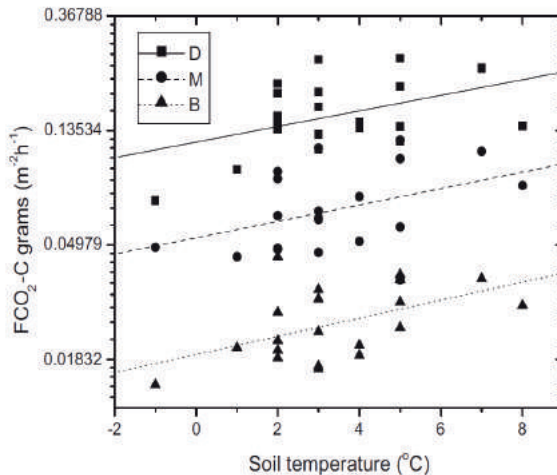



Figura 9. Logaritmo da emissão de C-CO_2 em relação a temperatura do solo em três condições de cobertura, D: gramínea, M: musgo e B: sem vegetação. A linhas retas são ajustes lineares significativos em todos os locais.

Fonte: La Scala et al. (2010).

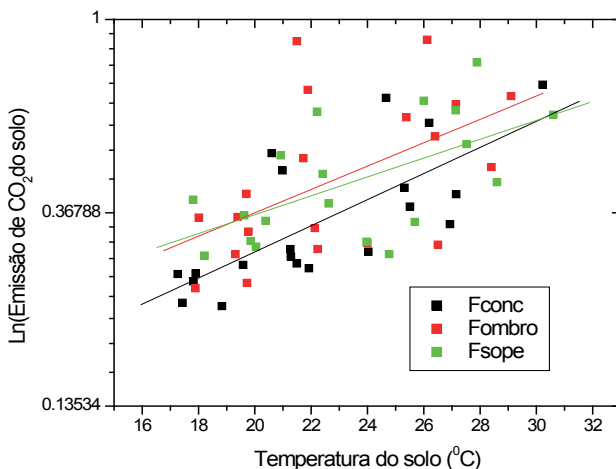



Figura 10. Relação linear entre o logaritmo da emissão de CO_2 e temperatura do solo em área de cana-de-açúcar em três posições da paisagem (côncava, ombro, sopé).
Fonte: Adaptado de Brito et al. (2010).

A umidade do solo pode ter efeito ambíguo sobre a emissão de CO_2. Em alguns ambientes, observa-se que quanto maior a umidade do solo, maior a emissão, pois a mobilidade microbiana é beneficiada com o aumento da umidade, sendo esse efeito uma manifestação biológica. Mas existem casos em que se observa uma redução da emissão com o aumento da umidade do solo, pois a ocupação de água nos poros dificulta a difusão gasosa, não somente na saída de CO_2, como também na entrada de O_2. Esse efeito limitador é físico e se manifesta quando o preenchimento de água no solo está próximo a 60% da porosidade do solo. Nessas condições, a atividade microbiana aeróbica é dificultada e, consequentemente, emite-se menos CO_2.

Especialmente em culturas tradicionais - soja, milho, cana-de-açúcar e pastagens - e em períodos mais secos e com poucas chuvas, é muito comum observar uma relação positiva entre a emissão de CO_2 do solo e umidade do solo, como apresentado na Figura 11. Esse resultado foi obtido num ambiente tropical, em que a temperatura é, no geral, adequada para a atividade microbiana. Assim, a umidade do solo controla as variações da emissão ao longo do tempo. O aumento na emissão de CO_2 com o aumento da umidade do solo, como descrito anteriormente, está relacionado com a maior mobilidade microbiana no interior do solo.

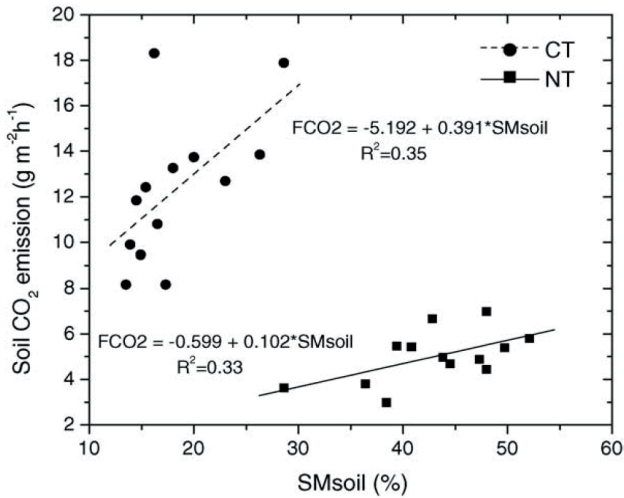



Figura 11. Relação entre emissão e umidade (SMsoil, % volume) após preparo do solo convencional (CT) e na parcela sem distúrbio (NT).
Fonte: La Scala Júnior et al. (2005).

Oxigenação e porosidade do solo são aspectos próximos, então espera-se que, quanto maior a porosidade livre de água do solo, maior a oxigenação. A entrada de O_2 no solo é diretamente proporcional à porosidade livre de água. Assim, observa-se uma correlação positiva entre a emissão de CO_2 do solo e a porosidade livre de água, especialmente em solos de áreas agrícolas com preenchimento de água inferior a 60% da porosidade do solo. A entrada O_2 no solo é "pré-requisito" para a saída de CO_2, especialmente quando se trata do decaimento da matéria orgânica promovido pela atividade microbiana aeróbica. A Figura 12 apresenta a relação linear positiva entre a emissão de CO_2 e a porosidade livre de água do solo em área de cana-de-açúcar, localizada na região sudeste do Brasil. Esse resultado é derivado de um gradeado contendo quase uma centena de locais onde a emissão de CO_2 e a porosidade livre de água foram avaliadas. Os dados mostram que a porosidade livre de água é um importante aspecto relacionado positivamente àvariabilidade espacial da emissão em área agrícola.

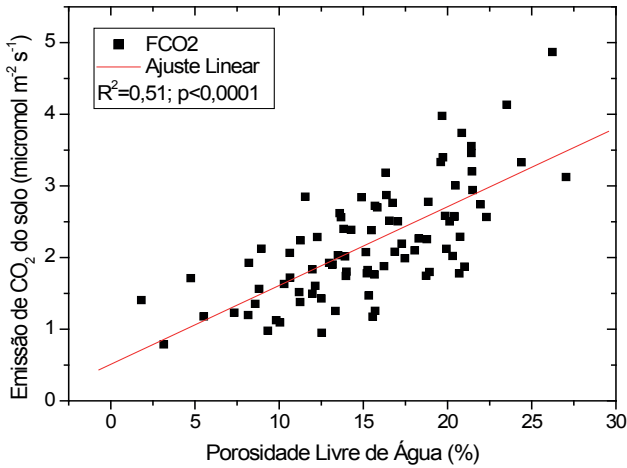



Figura 12. Relação linear entre emissão de porosidade livre de água em solo de área agrícola, sudeste do Brasil.
Fonte: Adaptado de Panosso et al. (2011).

A proteção física da matéria orgânica do solo, esperada em solos mais argilosos do que arenosos, pode também ser observada indiretamente via relações com a emissão de CO_2, em experimentos conduzidos em grandes áreas, em que há variação significativa nessas propriedades. A Figura 13, num resultado adaptado de Brito et al. (2010), apresenta uma dessas relações.

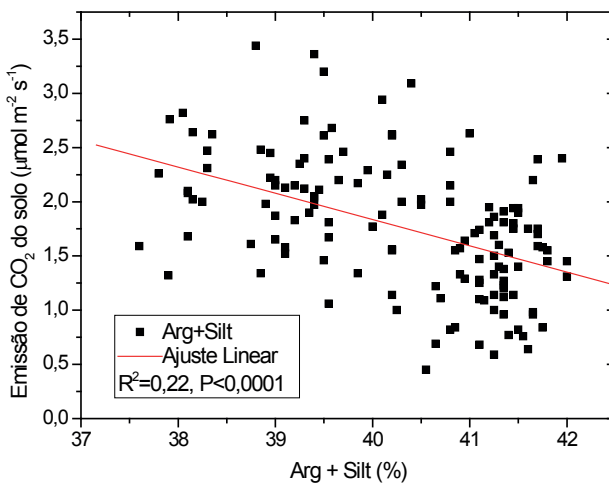



Figura 13. Aumento da porcentagem de argila + silte relacionado a redução na emissão de CO_2 do solo.
Fonte: Adaptado de Brito et al. (2010).

Em alguns experimentos de campo, a qualidade da matéria orgânica do solo, que pode ser expressa pela relação C/N (C/nitrogênio) do solo, se relaciona também com a emissão de CO_2. Espera-se que quanto maior essa relação, mais resistente é a matéria orgânica em seu decaimento e maior a estabilidade do C do solo, sendo assim menor a emissão. A Figura 14 apresenta resultados em uma área agrícola onde a emissão de CO_2 é positivamente relacionada ao conteúdo de matéria orgânica do solo – diretamente relacionado ao estoque de C – e porosidade livre de água – similar ao resultado apresentado na Figura 12 – e negativamente relacionado com a relação C/N do solo, como esperado nos modelos conceituais.

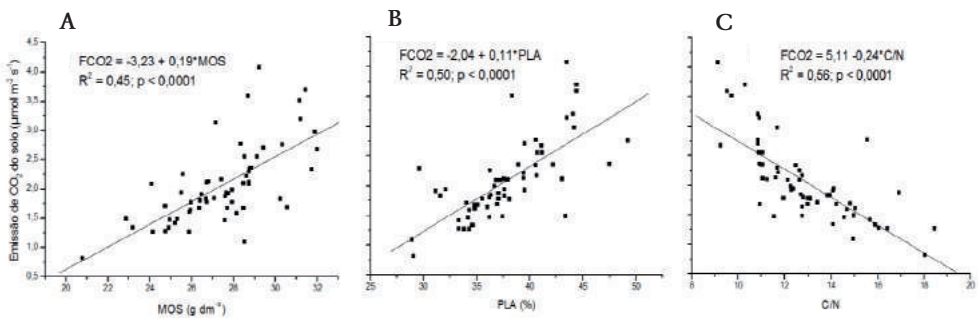



Figura 14. Análise de regressão linear entre a emissão de CO_2 do solo e o teor de matéria orgânica do solo (A), porosidade livre de água (B) e relação C/N do solo (C).
Fonte: Moitinho (2013).

Qualquer alteração nas propriedades do solo que a emissão se relaciona resulta em alterações na emissão de CO_2 do solo. A Figura 15 exemplifica o aumento significativo na emissão de CO_2 do solo por uma opção de manejo, que seria a simples retirada da palha da superfície do solo em área de cana-de-açúcar. Esse aumento é equivalente a 386 kg C-CO_2 por hectare em 50 dias na parcela 0% perante as condições de 100% e 50% de cobertura de palha. Existem diversos outros exemplos de perda adicional de C do solo via emissão de CO_2 em períodos relativamente curtos após decisões de manejo, como o preparo do solo, a aplicação de calagem ou as práticas de irrigação (Panosso et al., 2009; Silva et al., 2014; De Figueiredo et al., 2015). Decisões e opções de manejo ou de cenários produtivos provocam alterações significativas nas propriedades do solo que interferem na constante de decaimento, por exemplo, a temperatura e umidade do solo, mas também na entrada de oxigênio no solo (De Almeida et al., 2018; Vicentini et al., 2019), induzindo perdas adicionais de C via emissão de CO_2 em áreas agrícolas.

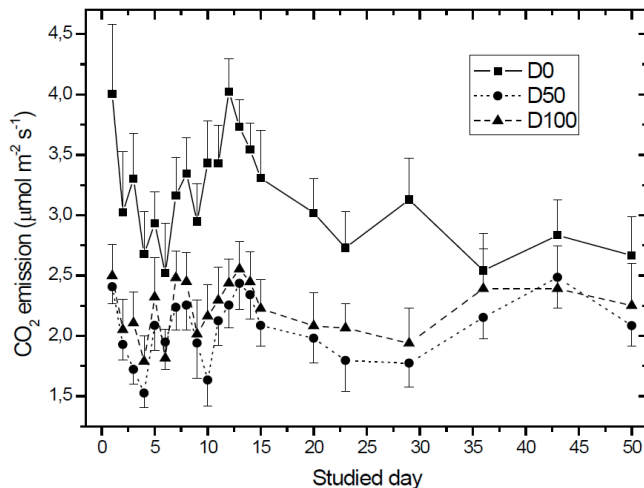



Figura 15. Emissão de CO_2 do solo em áreas de cana-de-açúcar no pousio, nas condições de 100%, 50% e 0% de cobertura de palhada.
Fonte: Corradi et al. (2013).

Uma ordem de grandeza do processo de saída de C do solo pode ser obtida ao se integrar uma emissão típica de CO_2 com o valor de 2 μmol CO_2 m^{-2} s^{-1}, encontrada em vários estudos conduzidos em áreas agrícolas tropicais, em condições de solo nu (em pousio) e sem distúrbio. Em havendo um distúrbio, como o preparo do solo ou, até mesmo, a retirada da cobertura do solo (Figura 9), essa emissão passa a ser muito superior (Panosso et al., 2011; Corradi et al., 2013). Mas a emissão de 2 μmol CO_2 m^{-2} s^{-1} do solo equivale a aproximadamente 27,37 t CO_2 $hectare^{-1}$ ano^{-1} ou 7,47 t C-CO_2 $hectare^{-1}$ ano^{-1}. Esse processo é uma transferência adicional de C, via CO_2, que é promovida pela atividade microbiana no solo, basicamente aeróbica em áreas agrícolas das principais culturas. Por outro lado, para cultura da cana-de-açúcar, por exemplo, quando se considera a produtividade primária e a captura de C via CO_2 na atividade fotossintética, a captura da atmosfera é quatro vezes maior do que essa, ou seja, cerca de 100 t de CO_2 $hectare^{-1}$ ano^{-1} (La Scala Júnior et al., 2012). Um quarto da fitomassa ou é depositado sobre o solo na forma de resíduos, ou fica no solo em massa de raízes; o CO_2 emitido do solo retorna para a atmosfera, ao mesmo tempo que uma parte é capturada pela cultura.

Deve-se ressaltar que se houvesse uma redução em, por exemplo, 10% nessa emissão, passando de 2 para 1,8 μmol CO_2 m^{-2} s^{-1}, "salvaríamos" aproximadamente 747 kg de C no solo por hectare por ano, que não seriam emitidos via CO_2 a atmosfera. Essa quantidade de C não emitida, a partir de uma modesta redução na emissão, é equivalente a 2,739 t de CO_2 $hectare^{-1}$ ano^{-1}

(CO_2 equivalente), quantidade próxima da de todas as outras potenciais fontes de emissão de gases de efeito estufa somadas (CO_2, CH_4 e N_2O), levando-se em consideração a aplicação de fertilizantes sintéticos e o uso de óleo diesel e calagem, bem como de fertilizantes orgânicos, por exemplo, num cenário produtivo típico da produção de cana-de-açúcar sem queima prévia do canavial (cana crua) (De Figueiredo; La Scala Júnior, 2011). A emissão de CO_2 do solo certamente é o processo que precisa ser observado, especialmente em ambientes tropicais, para se atingir o acúmulo de C no solo e o seu potencial de sequestro em áreas agrícolas, visando zerar as emissões de gases de efeito estufa de outras fontes. Assim, pode-se conceber sistemas agrícolas com pegada de C zero ou até mesmo negativa, mas isso só ocorre se o solo for considerado como um potencial sumidouro de CO_2, algo obtido a partir de boas práticas agrícolas e da redução na emissão e perda de C do solo via CO_2.

Para finalizar esta seção: é como se estivéssemos interessados em aumentar o saldo de nossa conta bancária, e para isso precisamos observar não somente o quanto nós ganhamos, mas também o quanto se gasta. É importante observar o quanto "se gasta" quando se considera o balanço de C no solo. Especialmente em ambientes tropicais, a chave para se alcançar o aumento nos estoques de C e na matéria orgânica do solo está na redução muito modesta na transferência de C via emissão de CO_2, que, em ambientes tropicais, é considerável.

Sobre a atividade microbiana e sua movimentação no solo

Já imaginou como um micróbio ou uma bactéria se movimenta até atingir a matéria orgânica no interior do solo? Perguntamos isso pois o decaimento da matéria orgânica do solo e sua subsequente emissão de CO_2 devem depender fundamentalmente desse processo.

A maioria dos microrganismos que promovem o decaimento da matéria orgânica do solo em áreas agrícolas e a subsequente perda de C do solo via emissão de CO_2, estão em condições aeróbicas. Existem poucos artigos publicados na literatura científica relatando a sua movimentação no interior do solo, porém sabe-se que a maior parte desses microrganismos não tem um sistema autônomo de movimentação. Esse aspecto é importantíssimo; as poucas publicações relatam que a movimentação microbiana está basicamente relacionada ao processo de difusão (Turnbull et al., 2001; Mitchell; Kogure, 2006), um ponto fundamental que gostaríamos de aprofundar na discussão.

Em 1827, Robert Brown colocou pólen sobre a superfície de água em uma lâmina de vidro e olhou-a no microscópio. Ao ver a agitação do pólen, descreveu tal movimento como errático, hoje chamado de "movimento browniano". Muito foi especulado sobre essa movimentação, mas sua explicação surgiu

somente 1905, em um dos trabalhos do ano “miraculoso” de Albert Einstein. A argumentação de Einstein com relação a movimentação do pólen na superfície da água era que as moléculas de água se chocavam com as partículas de pólen. A movimentação das moléculas de água está relacionada à temperatura, mas também à sua viscosidade. É essa agitação térmica que, pelas colisões, que é transferida ao pólen, produzindo o movimento browniano.

Podemos pensar de uma maneira mais abstrata. Vamos pensar a água como sendo um meio e os grãos de pólen partículas. Devido à grande quantidade de moléculas do meio e de grãos de pólen, devemos descrever a movimentação de cada uma dessas partículas em termos estatísticos. No movimento browniano, cada partícula em média não se desloca, mas se move incessantemente em torno de sua posição média. Essa movimentação é medida pelo desvio-padrão, ou seja, a distância média que cada partícula se move em torno de sua posição. A grandeza física que caracteriza o desvio-padrão do movimento browniano é o coeficiente de difusão. Assim, quanto maior for o coeficiente de difusão, mais cada partícula pode se afastar da sua posição média, atingindo perímetros externos superiores. Pense agora que tais objetos possam ser microrganismos que precisam acessar a matéria orgânica do solo para que o processo de decaimento ocorra. Quanto maior sua difusão, maior a distância que estes atingem, e maior seria o acesso a matéria orgânica e subsequente emissão de CO_2 do solo.

A conexão do movimento browniano com a estabilidade do C e da matéria orgânica do solo, passando pela atividade microbiana, é pouco conhecida. Esses microrganismos presentes no solo recebem colisões incessantes da agitação térmica das moléculas de água que estão no solo (estamos considerando tais solos como úmidos, com um teor de água fixo). Assim, quanto maior a temperatura do solo, maior o coeficiente de difusão e maior a chance de os microrganismos alcançarem a matéria orgânica, liberando o C armazenado. Por isso ambientes tropicais perdem tanto C via emissão de CO_2 do solo e possuem maiores valores da constante de decaimento *k*. Enfatizamos aqui que a constante de decaimento k pode ser definida em termos do coeficiente de difusão. O fato é que, para avançarmos na compreensão da liberação de C pelo solo, faz-se necessário considerar o coeficiente de difusão dos microrganismos no solo. Ele pode depender de cada microrganismo, mas também de outras características de cada tipo de solo. Assim, a compreensão de um efeito atmosférico global perpassa pela melhor compreensão de um fenômeno microscópico tão pouco conhecido: o da movimentação desses pequenos “seres” que vivem no interior do solo.

Podemos sintetizar essa relação parafraseando William Shakespeare: “Há mais mistérios entre o céu e a terra do que a vã filosofia dos homens possa imaginar”.

Referências

ALMEIDA, R. F.; TEIXEIRA, D. B.; MONTANARI, R.; BOLONHEZI, A. C.; TEIXEIRA, E. B.; MOITINHO, M. R.; PANOSSO, A. R.; SPOKAS, K. A.; LA SCALA JÚNIOR, N. Ratio of CO_2 and O_2 as index for categorising soil biological activity in sugarcane areas under contrasting straw management regimes. **Soil Research,** v. 56, p. 373-381, 2018.

BRITO, L. F.; MARQUES JUNIOR, J.; PEREIRA, G, T.; LA SCALA, N. Spatial variability of Soil CO_2 emission in different topographic positions. **Bragantia, v.** 69, p. 19-27, 2010.

BAYER, C.; LOVATO J.; DIECKOW, J.; ZANATTA, J. A.; MIELNICZUK, J. A method for estimating coefficients of soil organic matter dynamics based on long-term experiments. **Soil Tillage Research,** v. 91, p. 217-226, 2006.

CORRADI, M. M.; PANOSSO, A. R.; MARTINS FILHO, M. V.; LA SCALA JÚNIOR, N. Crop residues on short-term CO_2 emissions in sugarcane production areas. **Engenharia Agrícola,** v. 33, p. 699-708, 2013.

COSTA, F. S.; GOMES, J.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. 2006 Métodos para avaliação das emissões de gases do efeito estufa no sistema solo-atmosfera**.** **Ciência Rural**, v. 36, p. 693-700, 2006.

CURTIN, D.; BEARE, M.H.; HERNANDEZ-RAMIREZ, G. Temperature and moisture effects on microbial biomass and soil organic matter mineralization. **Soil Science Society of America Journal,** v. 76, p. 2055-2067, 2012.

DE FIGUEIREDO, E. B.; LA SCALA JÚNIOR, N. Greenhouse gas balance due to the conversion of sugarcane areas from burned to green harvest in Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment,** v. 141, p. 77-85, 2011.

DE FIGUEIREDO, E. B. PANOSSO, A. R.; REICOSKY, D. C.; LA SCALA JÚNIOR, N. Short-term CO_2-C emissions from soil prior to sugarcane (*Saccharum* spp.) replanting in southern Brazil. Global **Change Biology and Bioenergy,** v.7, p. 316-327, 2015.

GALO, A. L.; COLOMBO, M. F. Espectrofotometria de longo caminho óptico em espectrofotômetro de duplo-feixe convencional: uma alternativa simples para investigações de amostras com densidade óptica muito baixa. **Química Nova,** v. 32, p. 488-492, 2009.

GHIMIRE, R.; BISTA, P.; MACHADO, S. Long-term management effects and temperature sensitivity of soil organic carbon in grassland and agricultural soils. **Scientific Reports,** v. 9, 12151, 2019.DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-019-48237-7.

HEALY, R.W.; STRIEGL, R.G.; RUSSEL, T.F.; HUTCHINSON, G.L.; LIVINGSTON, G.P. Numerical evaluation of static-chamber measurements of soil-atmosphere gas exchange: identification of physical processes. **Soil Science Society of America Journal,** v. 60, p. 740-747, 1996.

LA SCALA JÚNIOR, N.; LOPES, A.; PANOSSO, A. R.; CAMARA, F. T.; PEREIRA, G. T. Soil CO_2 efflux following rotary tillage of a tropical soil. **Soil and Tillage Research,** v, 84, p. 222-225, 2005.

LA SCALA JÚNIOR, N.; MENDONÇA, E. S. DE SOUZA, J. V.; PANOSSO, A. R.; SIMAS, F. N. B.; SCHAEFER, C. E. G. R. Spatial and temporal variability in soil CO2–C emissions and relation to soil temperature at King George Island, maritime Antarctica. **Polar Science**, v. 4, p. 479-487, 2010.

LA SCALA JÚNIOR, N.; DE FIGUEIREDO, E. B.; PANOSSO, A. R. A review on soil carbon accumulation due to the management change of major Brazilian agricultural activities. **Brazilian Journal of Biology,** v. 72, p. 775-785, 2012.

LEIROS, M.; TRASAR-CEPEDA, C.; SEOANE, S.; GIL-SOTRES, F. Dependence of mineralization of soil organic matter on temperature and moisture. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 31, p. 327-335, 1999.

LEITE, L. F. C.; MENDONÇA, E. S. Modelo century de dinâmica da matéria orgânica do solo: Equações e pressupostos. **Ciência Rural**, v. 33, p. 679-686, 2003.

MILNE, E.; BANWART, S. A.; NOELLEMEYER, E.; ABSON, D. J.; BALLABIO, C.; BAMPA, F.; BATIONO, A.; BATJES, N. H.; BERNOUX, M.; BHATTACHARYYA, T.; BLACK, H.; BUSCHIAZZO, D. E.; CAI, Z.; CERRI, C. E.; CHENG, K.; COMPAGNONE, C.; CONANT, R. T.; COUTINHO, H. L.C.; , BROGNIEZ, D.; CARVALHO BALIEIRO, F.; DUFFY, C.; FELLER, C.; FIDALGO, E. C. C.; FIGUEIRA DA SILVA, C.; FUNK, R.; GAUDIG, G.; GICHERU, P. T.; GOLDHABER, M.; GOTTSCHALK, P.; GOULET, F.; GOVERSE, T.; GRATHWOHL, P.; JOOSTEN, H.; KAMONI, P. T.; KIHARA, J.; KRAWCZYNSKI, R.; LA SCALA JÚNIOR, N.; LEMANCEAU, P.; LI, L.; LI, Z.; MARON, P. A.; MARTIUS, C.; MELILLO, J.; MONTANARELLA, L.; NIKOLAIDIS, N.; NZIGUHEBA, G.; PAN, G.; PASCUAL, U.; PAUSTIAN, K.; PIÑEIRO, G.; POWLSON, D.; QUIROGA, A.; RICHTER, D.; SIGWALT, A.; SIX, J.; SMITH, J.; SMITH, P.; STOCKING, M.; TANNEBERGER, F.; TERMANSEN, M.; NOORDWIJK, M. V..; VAN WESEMAEL, B.; VARGAS, R.; LUIZ VICTORIA, R.; WASWA, B.; WERNER, D.; WICHMANN, S.; WICHTMANN, W.; ZHANG, X.; ZHAO, Y.; ZHENG, J.; ZHENG, J. Soil carbon, multiple benefits. **Environmental Development**; v. 13, p. 33-38, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envdev.2014.11.005.

MINASNY, B.; MALONE, B. P.; MCBRATNEY, A. B.; ANGERS, D. A.; ARROUAYS, D.; CHAMBERS, A.; CHAPLOT, V.; CHEN, Z. S.; CHENG, K.; DAS, B. S. Soil carbon 4 per mille. **Geoderma,** v. 292, p. 59-86, 2017.

MITCHELL, J. G.; KOGURE, K. Bacterial motility: Links to the environment and a driving force for microbial physics. **FEMS Microbiology Ecology, v.** 55, p. 3-16, 2006.

MOITINHO, M. R. **Emissão de CO_2 e sua relação com propriedades, manejo do solo e palha em áreas de cana-de-açúcar**. 2013. 68 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, são Paulo.

MONTANARELLA, L.; SCHOLES, R.; BRAINICH, A. (ed.). The IPBES assessment report on land degradation and restoration. Bonn: Ipbes, 2018. 744 p.

NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION. **Global Climate Change**: Vital signs of the planet. Disponível em: https://climate.nasa.gov. Acesso em: 15 abr. 2022.

PANOSSO, A. R.; RIBEIRO, C. E. R.; ZANINI, J. R.; PAVANI, L. C.; PEREIRA, G. T.; LA SCALA JÚNIOR, N. Variabilidade espacial da emissão de CO_2, da temperatura e umidade de um Latossolo desprovido de vegetação sob diferentes lâminas de molhamento. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 30, p. 1017-1033, 2009.

PANOSSO, A. R.; MARQUES JR, J. MILORI, D. M. B. P.; FERRAUDO, A. S.; BARBIERI, D. M.; PEREIRA, G. T.; LA SCALA Jr, N. Soil CO_2 emission and its relation to soil properties in sugarcane areas under Slash-and-burn and Green harvest **Soil and Tillage Research,** v. 111, p. 190-196, 2011.

PINGOUD, K.; WAGNER, F. Methane emissions from landfills and carbon dynamics of harvested wood products: the first-order decay revisited. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 11, p. 961-978, 2006.

SCHIMEL, D.; STEPHENS, B. B.; FISHER, J. B. Effect of increasing CO_2 on the terrestrial carbon cycle. **Proceedings of the National Academy of Science,** v. 112, p. 436-441, 2015. DOI: https://doi.org/10.1073/pnas.1407302112.

SILVA, E. F.; MOITINHO, M. R.; TEIXEIRA, D. B.; PEREIRA, G. T.; LA SCALA JÚNIOR, N. Emissão de CO_2 do solo associada à calagem em área de conversão de laranja para cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola, v.** 34, p. 885-898, 2014.

SISTEMA DE ESTIMATIVAS DE EMISSÕES E REMOÇÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA - SEEG. Disponível em: https://seeg.eco.br/o-que-e-o-seeg. Acesso em: 15 abr. 2022.

SPAWN, S.; GIBBS, H. Global aboveground and belowground biomass carbon density maps for the year 2010. Tennessee: ORNL DAAC, 2020.

STOCKER, T. F.; QIN, D.; PLATTNER, G.-K.; TIGNOR, M.; ALLEN, S. K.; BOSCHUNG, J.; NAUELS, A.; XIA, Y.; BEX, X.; MIDGLEY, P. M. (ed.). **Climate Change 2013**: The Physical Science Basis: Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2013. 1535 p.

STOCKMANN, U.; PADARIAN, J.; MCBRATNEY, A.; MINASNY, B.; DE BROGNIEZ, D.; MONTANARELLA, L.; HONG, S.; RAWLINS, B. G.; FIELD, D. J. Global soil organic carbon assessment. **Global Food Security**, v. 6, p. 9-16, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/j.gfs.2015.07.001

TURNBULL, G.A.; MORGAN, J. A. W.; WHIPPS, J. M.; SAUNDERS, J. R. The role of bacterial motility in the survival and spread of *Pseudomonas fluorescens* in soil and in the attachment and colonisation of wheat roots. **FEMS Microbiology Ecology,** v. 36, p. 21-31, 2001.

VERMEULEN, S.; BOSSIO, D.; LEHMANN, J.; LUU, P.; PAUSTIAN, K.; WEBB, C.; AUGÉ, F.; BACUDO, I.; BAEDEKER, T.; HAVEMANN, T. A global agenda for collective action on soil carbon. **Nature Sustainability,** v. 2, p. 2-4, 2019.

VICENTINI, M. E.; PINOTTI, C. R.; HIRAI, W. Y.; DE MORAES, M. L. T.; MONTANARI, R.; TEIXEIRA FILHO, M. C. M.; MILORI, D. M. B. P.; LA SCALA JÚNIOR, N.; PANOSSO, A. R. CO_2 emission and its relation to soil temperature, moisture, and O_2 absorption in the reforested areas of Cerrado biome, Central Brazil. **Plant and Soil,** v. 444, p. 193-211, 2019.

ZOMER, R.J.; BOSSIO, D.A.; SOMMER, R.; VERCHOT, L.V. Global sequestration potential of increased organic carbon in cropland soils. **Scientific Reports, v.** 7, 15554, 2017. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-017-15794-8.

Capítulo 11

Resíduos orgânicos: processos de tratamento e potencial de uso agrícola

Ronaldo Fia

Introdução

O Brasil é um importante produtor de commodities agrícolas. Isso leva a dois cenários: a produção de grande quantidade de resíduos orgânicos e a necessidade de manutenção da qualidade do solo para que a produtividade agropecuária seja mantida ou melhorada. A disposição de resíduos orgânicos sólidos e líquidos no solo torna-se uma demanda crescente para reduzir os impactos da disposição inadequada de resíduos no ambiente, seja em aterros sanitários, no caso dos resíduos sólidos, seja nos cursos d'água, em se tratando dos resíduos líquidos. Outra demanda para a utilização de resíduos orgânicos nos sistemas de produção agropecuária está ligada à crescente necessidade do aproveitamento de recursos ambientais, como a matéria orgânica e os nutrientes presentes nesses resíduos orgânicos, tendo em vista que a disposição no ambiente apenas para o cumprimento da legislação ambiental vigente leva ao desperdício de recursos ambientais, energéticos e econômicos. A disposição de resíduos sólidos em aterros causa impactos negativos e gera passivos ambientais, e a disposição de resíduos líquidos em cursos d'água, mesmo que tratados, contribui para a perda da qualidade da água, necessária ao abastecimento humano e às atividades produtivas, incluindo a própria agropecuária, que consome mais água do que a indústria e as cidades.

O aproveitamento da matéria orgânica presente em resíduos no cultivo agrícola já ocorre, entretanto, muitas vezes, sem avaliação técnica, tratamento e uso correto de dose agronômica na adubação das lavouras. Por isso, adequar as características dos resíduos orgânicos sólidos e líquidos, antes da disposição final, minimiza os riscos ambientais e potencializa os efeitos benéficos dos resíduos orgânicos e nutrientes neles contidos no sistema solo-planta. Antes

de descartar no ambiente, é preciso criar as condições para que os resíduos possam ser aproveitados nas diversas cadeias de produção de bens e serviços. Aos aterros sanitários controlados devem ser destinados tão somente os resíduos inservíveis, que por conterem poluentes ou não atenderem a legislação vigente não podem ser utilizados como fonte de energia, nutrientes e matérias-primas para outros setores.

Entre os tratamentos tradicionais para os resíduos sólidos orgânicos, destaca-se a compostagem, que é um processo aeróbio controlado de decomposição e conversão da matéria orgânica *in natura* em húmus e nutrientes em formas mineralizadas prontamente disponíveis às plantas. As substâncias húmicas exercem inúmeros benefícios sobre as plantas e sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, minimizando riscos de degradação ambiental e criando situações que propiciam o manejo adequado do solo e uso eficiente de água e nutrientes pelas culturas.

Para os resíduos líquidos, há uma ampla variedade de tratamentos possíveis, mas há um destaque para a disposição das águas residuárias tratadas em cursos d'água. Por isso, deve haver planejamento na busca da melhor forma de adequar a qualidade dos resíduos líquidos descartados em cursos de água com o aproveitamento da matéria orgânica e dos nutrientes neles contidos no sistema solo-planta. Um dos principais resíduos líquidos gerados no Brasil é o esgoto doméstico. Neste caso, a coleta e o tratamento dos esgotos não são universalizados, havendo enormes diferenças entre as regiões do país. Ao se coletar e tratar adequadamente os esgotos, é gerado um resíduo denominado lodo de esgoto, que, se possui características adequadas e se enquadra dentro das normas de disposição agrícola vigentes no país, apresenta potencial de uso na agricultura (ver capítulo 17).

Assim, caracterizar os resíduos sólidos e líquidos, propor uma alternativa de tratamento adequado e dimensionar a dose correta e a base agronômica para a disposição e uso dos resíduos no solo são etapas essenciais para a viabilidade e o aproveitamento dos recursos e matrizes ambientais, aqui materializados como resíduos orgânicos.

Resíduos orgânicos

Os resíduos orgânicos são gerados em diferentes atividades humanas, sejam elas urbanas, industriais ou rurais. Pela proximidade e logística, os resíduos orgânicos produzidos no meio rural têm sido utilizados desde a antiguidade, na própria propriedade agrícola, como fonte de matéria orgânica e de nutrientes para o sistema solo-planta. Cerca de 2.000 anos antes de Cristo, os chineses já entendiam a importância do aproveitamento de resíduos orgânicos agrícolas

nos campos de cultivo e realizavam a compostagem (Joshi, 2016). Na Grécia antiga (300 a.C.), os dejetos humanos provenientes de latrinas públicas eram direcionados a campos agrícolas para uso na irrigação e na adubação de plantações e pomares (Cooper, 2001).

Fontes de resíduos para uso agrícola

Os resíduos orgânicos gerados nas atividades produtivas e nas atividades humanas podem ser diferenciados, quanto às suas características físicas, em águas residuárias e resíduos sólidos. Esses resíduos apresentam características químicas, físicas e biológicas diferentes. Além disso, têm composição química variável, com maior ou menor quantidade de material orgânico e concentrações de nutrientes em sua composição.

Dentre as diferentes fontes de resíduos orgânicos líquidos com potencial para uso na agricultura, destacam-se as águas residuárias domésticas (esgotos) e agroindustriais, como a vinhaça, que podem ser utilizadas diretamente como fontes de matéria orgânica para o solo e de nutrientes para as plantas, após o tratamento adequado. Os subprodutos gerados no tratamento devem ser tratados, caracterizados e atender a legislação vigente antes da disposição e uso na agricultura.

O Brasil é um dos maiores produtores e exportadores mundiais de proteína animal e, em poucos anos, deve ganhar destaque também na venda de leite e derivados. Nessas cadeias produtivas, ocorre a produção de elevada quantidade de resíduos líquidos, estercos e chorumes, com considerável quantidade de matéria orgânica e nutrientes que podem ser utilizados na adubação das lavouras. Outras atividades agroindustriais apresentam, em menor escala, potencial de geração de resíduos líquidos com características que podem ser benéficas para a disposição no solo - os resíduos do processamento da cana-de-açúcar, da pós-colheita do café por via úmida, da indústria de processamento de couro, da mandioca, entre outras atividades e cadeias produtivas.

O tratamento de resíduos líquidos agroindustriais, normalmente, ocorrem por processos biológicos que geram resíduos sólidos como o lodo, rico em matéria orgânica e nutrientes. Entretanto, como os lodos concentram a carga orgânica oriunda da fase líquida, eles apresentam, muitas vezes, substâncias com potencial poluidor do solo, da água e de plantas e, por isso, precisam ser monitorados antes da sua disposição no solo.

Outras cadeias produtivas, como as de cultivo de produtos agrícolas, geram resíduos sólidos orgânicos que muitas vezes são dispostos no solo sem tratamento prévio, durante a fase de colheita, como folhas, ramas, colmos e talos. Alguns produtos, como o café, o arroz, a cana-de-açúcar e a laranja

ainda devem passar pelo beneficiamento para a remoção das cascas, folhas e outras impurezas e, nem sempre, estes resíduos retornam ou permanecem na lavoura, pois o beneficiamento é realizado em *packing houses*, ou seja, numa unidade específica de beneficiamento do produto na etapa de pós-colheita; por isso os resíduos e restos da lavagem dos produtos agrícolas raramente retornam às lavouras.

Diante deste cenário, o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, elaborado e publicado pelo Ministério do Meio Ambiente em 2012, com levantamento de informações de 2009, estabeleceu que o total dos Resíduos Sólidos Agrossilvopastoris I (orgânicos), envolvendo as agroindústrias associadas à agricultura e à pecuária e os resíduos da pecuária, foi de, aproximadamente, 22.750 Mt, enquanto a produção de matéria orgânica nos resíduos sólidos urbanos foi de 34,4 milhões de toneladas (Brasil, 2012). A partir da relação entre a produção agropecuária de 2009 e a quantidade de resíduos gerados, foi feita a estimativa da produção de resíduos em 2020 e 2021 (Tabela 1).

Tabela 1. Estimativa da produção anual de resíduos sólidos e líquidos orgânicos no Brasil em diferentes setores e cadeias de produção.

Cadeia de produção	Produção de grãos (2020/2021) (toneladas)*	Estimativa da produção de resíduos sólidos (toneladas)
Soja[1]	133.692.300	97.595.379
Milho[1]	102.313.200	59.341.657
Café[2]	2.803.278	1.401.640
Cana-de-açúcar[3]	665.105.000	199.531.500
Feijão[1]	3.144.200	1.666.426
Arroz[1]	10.904.100	2.180.820
Trigo[1]	6.234.600	3.740.760
Sistema de produção animal	**Cabeças (2020)**	**Estimativa de dejetos (t)**
Aves (corte)[4]	51.526.181	289.827
Aves (postura)[4]	1.353.096	7.611
Bovinos (leite)[5]	213.680.000	3.018.336.842
Suínos[6]	40.556.892	21.725.029
Produtos	Produção – colmo -2020/2021 (t)*	Estimativa de resíduos líquidos (m³)
Cana-de-açúcar[3]	665.105.000	598.594.500 (Vinhaça)
	Litros de leite (2020)	Estimativa de resíduos líquidos (m³)
Laticínios[7, 8, 9]	25.041.850.000	17.010.207.566

Continua

Tabela 1. Continuação

Abatedouro	Animais abatidos (2020)	Estimativa de resíduos sólidos (t)	Estimativa de resíduos líquidos (m^3)
Aves[7, 8, 9]	5.961.104.000	86.706.968	86.706.968
Bovinos[7, 8, 9]	29.251.000	526.517	47.735.454
Suínos[7, 8, 9]	48.618.000	19.447.200	19.447.200

*Alguns cômputos de produção foram realizados com as safras 2020/2021. Entretanto, a produção considerada foi de 12 meses.
Fonte: Conab ([3]2020, [1]2021a, [2]2021b), [4]Embrapa (2020), [5]Abiec (2020) e IBGE ([6]2020a, [7]2020b, [8]2020c , [9]2020d)

Quanto ao setor do saneamento, em 2001, Andreoli (2001) estimou a produção de entre 150.000-220.000 toneladas de matéria seca, por ano, proveniente de lodo de esgoto gerado nas Estações de Tratamento de Esgoto. Em 2017, a produção de lodo de esgoto foi estimada em 7 milhões de metros cúbicos por ano (Sinimbu, 2017), algo em torno de 285 mil toneladas de matéria seca. Devido aos baixos índices de coleta e de tratamento de esgoto ainda prevalentes no país, há uma tendência de ocorrer um incremento substancial na quantidade de lodo de esgoto a ser disposto em aterros sanitários, passando a ser utilizado na agricultura e incinerado, entre outras alternativas, nas próximas décadas. É preciso criar as condições para que todo o esgoto seja coletado, tratado e, se atender as normas vigentes do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e de outras agências ambientais, utilizado para fins agrícolas.

Para auxiliar na tomada de decisão e incentivar o aproveitamento de resíduos orgânicos no solo, é preciso observar os princípios que regem o modelo de economia circular, que possibilita a reintrodução dos resíduos na cadeia produtiva, promovendo a ciclagem de matéria orgânica, nutrientes e energia, ao mesmo tempo que reduz a pressão sobre os recursos naturais não renováveis (Zago; Barros, 2019). Essa nova proposta muda a forma de conceituar os resíduos e, diferentemente da economia linear, em que o resíduo não retorna na forma de insumos à sua cadeia produtiva e é descartado de modo incorreto no ambiente, na economia circular, os resíduos passam a ser considerados como recursos, uma vez que podem ser reaproveitados, utilizados na formulação de novos insumos e reincorporados ao setor de produção de bens e serviços.

Potencial e limitações do uso agrícola de resíduos

Os produtores agrícolas do Brasil, que geram resíduos sólidos, estão sujeitos, em função da Política Nacional de Resíduos Sólidos, se exigido pelo órgão competente, à elaboração de Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos. Desta forma, destinar estes resíduos para fora da propriedade gera custos com transporte e disposição final, além da perda de matéria orgânica e nutrientes, tão importante para o sistema solo-planta. O conteúdo de matéria orgânica e de nutrientes pode variar bastante entre os diferentes tipos de resíduos orgânicos gerados nas lavouras (Tabela 2), e em razão da formação dos compostos gerados em campos de compostagem (Tabela 3). Isto tem implicações sobre as diferentes estratégias de tratamento e disposição no solo ou, até mesmo, para a disposição do resíduo orgânico no solo na forma *in natura*.

Tabela 2. Caracterização química de resíduos sólidos produzidos nas lavouras e gerados nas agroindústrias e em estações e sistemas de saneamento básico.

Resíduo	pH	C	N	P	K	Ca	Mg	C/N
		($g\ kg^{-1}$)						
Palha de milho[1]		524	7,6	0,7	15,9	2,8	2,3	69/1
Palha de milho[2]	6,4	422	17,7	0,1	10,9	-	-	42/1
Palha de feijão[2]	5,7	405	12,3	0,52	12,4	-	-	33/1
Esterco bovino[2]	6,1	426	21,3	2,15	14,4	-	-	20/1
Esterco bovino[3]	-	162	9,0	2,4	10,2	-	-	18/1
Cascas de frutos do cafeeiro utilizados na filtração de dejeto suíno[4]	-	530,4	24,9	0,8	10,83	6,3	4,7	21/1
Resíduo da vinificação[5]	-	320-430	7,3-20	1,9-3,6	11,4-26,4	2,2-6,3	0,8-1,9	22/1-47/1
Poda de mangueira[3]	-	392	9,3	0,5	7,9	-	-	42/1
Resíduos de frutas e verduras[6]	4,1-6,4	160-325	9,7-35,8	-	-	-	-	7/1-34/1
Bagaço de cana-de-açúcar[7]	-	542	14,9	0,50	1,42	10,6	3,19	36/1
Torta de filtro[7]	-	471	14,9	9,62	117	11,9	4,68	22/1
Esterco de galinha poedeira[7]	-	251	12,7	1,0		11,4	0,65	20/1
Bagaço de cana de açúcar[8]	-	490	7,6	0,5	1,5	10,3	3,5	64/1
Capim napier[8]	-	439	14,7	1,7	12,9	9,8	3,1	29/1
Palha de café[8]	-	530	14,7	1,7	36,6	8,1	1,2	36/1
Dejeto suínos[8]	-	213	21,0	21,1	4,8	65,2	6,3	10/1
Palha de trigo[9]	-	503	7	1,1	11,2	2,5	1,6	72/1
Serragem de madeira[9]	-	553	0,7	0,2	1,2	0,7	0,2	790/1

Continua

Tabela 2. Continuação

Resíduo	pH	C	N	P	K	Ca	Mg	C/N
		(g kg^{-1})						
Resíduos do abate de bovinos e suínos[9]	-	359	84	5,7	7,4	2,0	1,0	4/1
Lodo de esgoto[10]	-	320	55	46	4	-	-	6/1
Lodo de esgoto - Biossólido[11]	-	-	31,6	14,5	1,85	13,0	11,6	-
Resíduos de abate de peixe[12]	6,3	533	75	62	9	48	2	7/1

Fonte: [1]Silva et al. (2008), [2]Rabelo (2018), [3]Dutra et al. (2012), [4]Matos e Febrer (2000), [5]Schäffer (2015), [6]Miyamoto (2016), [7]Lima et al. (2009), [8]Sediyama et al. (2000), [9]Costa et al. (2009), [10]Corrêa et al. (2007), [11]Amorim Junior et al. (2021),[12]Lopes et al. (2020).

Tabela 3. Caracterização química de compostos orgânicos produzidos a partir de resíduos sólidos orgânicos de lavouras, agroindústrias e do saneamento básico pelo uso de processo de compostagem.

Composto orgânico	**pH**	**C**	**N**	**P**	**K**	**Ca**	**Mg**	**Na**	**C/N**	***E. coli*** **(NMP g^{-1} de ST)**
		(g kg^{-1})								
Serragem de madeira e resíduos do abate de peixes[1]	6,5	460	31,4	13,5	4,1	22,5	1,3		15/1	-
Resíduos sólidos de abatedouro de cabras e ovelhas, esterco de cabras e ovelhas e capim elefante[2]	6,7	151	20,3	9	15,7	21,9	5,5	2,1	7/1	-
Esterco bovino, poda de mangueira e pó de rocha[3]	-	124	15,3	3,3	7,0	16,3	6,5		11/1	-
Cascas de frutos do cafeeiro utilizados na filtração de dejeto suíno[4]	-	500	40,6	2,5	36,9	20,3	5,56	8,4	12/1	-
Resíduo da vinificação[5]	-	239-396	14,3-21,7	2,2-3,3	17,8-23,5	6,5-17,0	1,8-2,2	-	15/1-23/1	-
Resíduos de frutas e verduras[6]	9	340	14,9					-	23/1	< 1
Bagaço de cana e torta de filtro[7]	-	278	18,7	6,5	478,5	22,1	1,9	–	15/1	-
Resíduos orgânicos domésticos[8]	9,5	-	28,3	5,1	14,4	48,6	4,7	-	-	10^2 - 10^3
Resíduos sólidos urbanos[9]	7,5	-	-	-	-	-	-	-	14/1	10^4
Bagaço de cana-de-açúcar e dejeto suíno[10]	6,3	310	25,8	15,5	7,1	14,3	2,5	0,43	12/1	-
Capim-napier e dejeto suíno[10]	7,7	316	24,3	13,6	17,6	14,6	3,8	0,15	13/1	-
Palha de café e dejeto suíno[10]	8,7	308	28,0	11,2	27,7	11,6	3,0	0,26	11/1	-
Palha de trigo, serragem de madeira e resíduos do abate de bovinos e suínos[11]	7,1	267	25	7,1	9,7	7,6	1,9	-	11/1	-
Capim Napier, resíduos de restaurante e lodo de esgoto[12]	7,7	-	2,2	0,4	4,5	-	-	0,21	11/1	-
Maravalha, resíduos de restaurante e lodo de esgoto[12]	6,8	-	2,4	0,3	1,2	-	-	0,20	32/1	-

Fonte: [1]Lopes et al. (2020), [2]Araújo et al. (2020), [3]Dutra et al. (2012), [4]Matos e Febrer (2000), [5]Schäffer (2015), [6]Miyamoto (2016), [7]Lima et al. (2009), [8]Vasconcelos (2019), [9]Heck et al. (2013), [10]Sediyama et al. (2000), [11]Costa et al. (2009), [12]Corrêa et al. (2007).

A matéria orgânica traz diferentes benefícios para o solo, uma vez que melhora a estrutura - e, consequentemente, causa um aumento de macro e microporos -, aumenta a retenção de água no solo, propicia a complexação de substâncias orgânicas e elementos químicos que podem ser tóxicos às plantas e disponibiliza nutrientes, ao longo do tempo, que podem atender, pelo menos parcialmente, a demanda de microrganismos e das plantas (Matos; Matos, 2017). Quanto mais humificada for a matéria orgânica, maiores serão os benefícios para o solo, já que se tratam de substâncias de maior persistência no solo. Por outro lado, quanto menos estável quimicamente e mais suscetível à decomposição, maior será a contribuição da matéria orgânica para a atividade microbiana do solo e suprimento de nutrientes às culturas. Assim, na escolha do processo de tratamento do resíduo orgânico, antes da disposição no solo, diferentes critérios devem ser levados em consideração, principalmente quando se trata de resíduos líquidos.

Nem todos os compostos presentes em um resíduo são benéficos para o solo e para as plantas. Muitos resíduos apresentam concentração de elementos tóxicos, como metais pesados e compostos orgânicos, que limitam as quantidades aplicadas no sistema solo-planta (Tabela 4). Dependendo da norma vigente e da concentração limite de elementos e substâncias tóxicas no resíduo, o seu uso pode ser vedado para fins agrícolas. Entretanto, se o uso for permitido, mas com a dose aplicada do resíduo reduzida, há necessidade de área mais extensa para a disposição final segura do resíduo orgânico no solo. Isso explica o porquê de muitos municípios brasileiros, em paisagens mais acidentadas e com pequena área territorial, limitarem o uso de resíduos, de composto e do processo de compostagem em seus domínios, pois visam mitigar a poluição do solo, ar e água, além de proteger as plantas.

Tabela 4. Teores de metais pesados em compostos orgânicos produzidos a partir de resíduos sólidos orgânicos agroindustriais e do saneamento básico em função do uso de processo de compostagem.

Composto orgânico	Cu	Zn	Cd	Cr	Pb	Ni	Mn	Fe
	(mg kg^{-1})							
Resíduos sólidos domésticos[1]	284	1.260	8,5	228	375	91	384	-
Resíduos sólidos de abatedouro de cabras e ovelhas, esterco de cabras e ovelhas e capim elefante[2]	30	138	-	-	-	-	175	2.051
Capim Napier, resíduos de restaurante e lodo de esgoto[3]	108	213	-	-	-	-	453	47.790
Bagaço de cana e torta de filtro[4]	48	145	3,2	33,7	4,5	209	893	29.690
Serragem de madeira e resíduos do abate de peixes[5]	8,5	48,7	-	-	-	-	40,3	-
Cascas de frutos do cafeeiro utilizados na filtração de dejeto suíno[6]	166	193	-	-	-	-	-	1.965
Bagaço de cana de açúcar e dejeto suíno[7]	306	162	-	-	-	-	435	20.000
Capim napier e dejeto suíno[7]	162	148	-	-	-	-	490	16.600
Palha de café e dejeto suíno[7]	127	74	-	-	-	-	453	48.600
Resíduos orgânicos domésticos[8]	-	-	<0,1	<2,0	8,2	27,1	-	-

Fonte: [1]Silva et al. (2002), [2]Araújo et al. (2020), [3]Costa et al. (2009), [4]Lima et al. (2009), [5]Lopes et al. (2020), [6]Matos e Febrer (2000), [7]Sediyama et al. (2000), [8]Vasconcelos (2019).

Microrganismos patogênicos também podem estar presentes nos resíduos (Tabela 3). A presença de microrganismos do grupo dos coliformes, entre eles a *Escherichia coli*, é utilizada como indicador de contaminação fecal. Assim, a presença de *Escherichia coli* pode indicar que patógenos estão presentes no resíduo e que o uso é improprio para fins agrícolas. Isso pode ocorrer tanto em resíduos sólidos como líquidos, de modo que é preciso tratar esses patógenos por processo adequado - notadamente o uso de luz ultravioleta, gás de cloro, ozonização e a desinfecção pela filtração da água residual em carvão ativado (Wysowska et al., 2021). Ovos de helmintos também causam preocupação, principalmente pelo fato de serem mais resistentes às condições ambientais que naturalmente podem reduzir a população de *E. coli* e, consequentemente, de outros patógenos bacterianos. Os ovos de vermes são mais resistentes às variações de umidade do solo e à radiação ultravioleta solar que alcança a superfície do solo. Assim, é importante a higienização dos resíduos, aqui

entendida como prática que leva à redução da população de patógenos nos resíduos, para proporcionar uma disposição sanitariamente mais segura do material processado no solo.

Formas de tratamento dos resíduos orgânicos

Há processos variados de tratamentos de resíduos sólidos e líquidos, sendo necessário diferenciar os processos de cada tipo. Por isso, inicialmente, será abordado o tratamento dos resíduos orgânicos sólidos e as diferentes tecnologias existentes, com foco na compostagem e em sua evolução tecnológica. Em sequência, serão abordadas as tecnologias empregadas para o tratamento dos resíduos sólidos e líquidos, antes de sua aplicação no solo.

Tratamento dos resíduos sólidos orgânicos

Tradicionalmente, os resíduos sólidos orgânicos, como os restos culturais, palhas, cascas e dejetos animais, são dispostos diretamente no solo, pois não poluem e apresentam alto grau de biodegradabilidade pelos microrganismos do solo, além de serem rapidamente incorporados à matéria orgânica do solo. Entretanto, esta aplicação direta pode implicar no uso excessivo, na imobilização e/ou, perda de nutrientes, ou mesmo acarretar a poluição do solo.

Resíduos ricos em carbono - por exemplo, casca de arroz, serragem de madeira, restos culturais de gramíneas etc. -, quando dispostos sozinhos, levam maior tempo para serem decompostos e incorporados ao solo. Além disso, podem, ainda, por meio da ação dos microrganismos decompositores, imobilizar nutrientes presentes no solo, notadamente de nitrogênio e fósforo, dependendo da composição do resíduo, da disponibilidade do nutriente no solo e da velocidade de decomposição do resíduo orgânico (Oliveira et al., 2018). Por outro lado, resíduos mais suscetíveis à decomposição, como os estercos animais e alguns lotes de lodos de esgoto, se aplicados diretamente no solo, sem passar por um processo de estabilização química e biológica, liberam elevada quantidade de nitrogênio amoniacal no solo, o que pode causar a queima do sistema radicular das culturas e, posteriormente, quando da oxidação da forma amoniacal, podem liberar nitrato, que, se não absorvido pelas culturas, tende a lixiviar no perfil do solo, podendo contaminar as águas subterrâneas (Sahoo et al., 2016).

Desta forma, o tratamento dos resíduos sólidos orgânicos, com a formação de misturas adequadas para a estabilização da matéria orgânica, torna-se importante. Dentre as formas de tratamento, destaca-se a compostagem, um processo de estabilização da matéria orgânica em ambiente de decomposição aeróbia que resulta em um composto rico em matéria orgânica humificada e nutrientes que podem suprir, pelo menos parcialmente, a demanda nutricional

das plantas, se forem aplicados corretamente e de forma segura. Entende-se como forma segura, a utilização de compostos que não têm níveis potencialmente tóxicos de metais pesados nem patógenos que excedam a legislação e as normas para uso agrícola, como por exemplo a norma CONAMA (Brasil, 2020), que dispõe sobre os critérios para o uso agrícola do lodo de esgoto.

No processo de compostagem, microrganismos aeróbios, como bactérias, actinobactérias e fungos, decompõem moléculas orgânicas complexas em compostos mais simples e de menor massa molar, com formação de substâncias húmicas, mineralização de nutrientes e liberação de CO_2, além do carbono incorporado na biota do solo que decompõe o resíduo. Para que o processo da compostagem seja eficiente e resulte em um composto estabilizado e pronto para uso na agricultura, a preparação da mistura com resíduos, notadamente os mais ricos em carbono com os mais ricos em nitrogênio, é importante para reduzir a volatilização de N-amônia durante as fases iniciais da compostagem. Os compostos mais lábeis, presentes nas misturas compostadas, servem como fontes de matéria orgânica e proporcionam energia para os microrganismos decompositores. A presença de nitrogênio, bem como de outros nutrientes, é essencial para o crescimento celular microbiano, aumentando a biomassa e atividade dos decompositores. Assim, a relação entre carbono e nitrogênio (C:N) na mistura em pilhas de compostagem mais recomendada, para início da compostagem, é de cerca de 30-35:1.

Para que a ação dos microrganismos seja acelerada, além da otimização das reações bioquímicas de síntese e ressíntese durante a compostagem, deve-se atentar ao tamanho das partículas dos resíduos a serem compostados. Materiais de maior tamanho (diâmetro >5-7 cm) dificultam o processo de decomposição microbiana; por outro lado, materiais muito finos (<1 cm) causam a colmatação das pilhas e leiras de compostagem, dificultando as trocas gasosas, proporcionando redução das condições aeróbias e, consequentemente, fazendo com que ocorra redução de temperatura durante o processo, comprometendo a sanitização e a decomposição de compostos mais lignificados, que, naturalmente, são os mais resistentes à decomposição.

Para que a compostagem ocorra adequadamente, os resíduos devem ser misturados, homogeneizados e dispostos em leiras ou pilhas de compostagem para garantir uma melhor interação entre o substrato (a matéria orgânica) e os microrganismos, bem como otimizar os fatores bióticos e abióticos que regulam a taxa de compostagem. Cada leira ou pilha agregará os resíduos produzidos durante um dia ou outro intervalo de tempo, de forma a alcançar um volume que dê para montar uma pilha ou leira de tamanho adequado, para otimizar as condições de decomposição.

Pilhas ou leiras muito pequenas não permitem a manutenção de temperatura que favorece a degradação, pois a área exposta ao ambiente é grande em relação à massa total de resíduos. As pilhas destinadas a quantidades menores de resíduos apresentam formato cônico, com altura variando entre 1,2 e 1,8 m. Maiores quantidades de resíduos podem ser divididas em várias pilhas, ou, ainda, serem empregadas à estrutura de leiras, com formato de seção trapezoidal ou triangular, e comprimento que dependerá da quantidade de resíduos a ser tratada e do tamanho e formato da área disponível para a compostagem. A altura da leira poderá ser igual à da pilha, enquanto a largura da base pode variar entre 1,5 e 3,5 m. Em estruturas totalmente mecanizadas a largura, altura das pilhas dependerá do equipamento responsável pela aeração e movimentação das pilhas.

Durante o processo de compostagem, que pode durar até 120 dias – ou se estender por maior período no caso dos resíduos pobres em nutrientes e mais lignificados -, há três fases bastante características. Na primeira - fase inicial ou mesofílica - ocorre a decomposição ativa, na qual a matéria orgânica facilmente decomponível é utilizada pelos microrganismos como fonte de energia. Havendo condições ótimas e nutrientes em níveis adequados, os microrganismos proliferam a maiores taxas, gerando calor em função das reações bioquímicas, iniciando-se, assim, a segunda fase, denominada de termofílica. Na terceira fase, denominada de maturação, a matéria orgânica facilmente biodegradável é convertida em substâncias humificadas e incorporada na biomassa de microrganismos decompositores. Nesta fase, a temperatura da massa de compostagem é reduzida à temperatura ambiente. Durante todo o processo, ocorre produção e liberação para a atmosfera de carbono na forma gasosa - CO_2 e outros compostos de C voláteis -, com consequente redução do volume da pilha ou leira. O composto obtido está colonizado por actinobactérias, bactérias, fungos, entre outros organismos (Kiehl, 1998).

Para a condução adequada e o controle do processo de compostagem é indispensável monitorar a temperatura do processo. Na fase termofílica, se não houver controle, a temperatura da pilha pode facilmente superar os 70 °C e causar a morte dos microrganismos decompositores termofílicos, retardando o processo de compostagem. Em relação à compostagem de resíduos fecais, como os dejetos animais ou o lodo de estações de tratamento de águas residuárias domésticas e agroindustriais, a manutenção da temperatura da massa de compostagem acima de 40 °C, durante pelo menos cinco dias, e com a ocorrência de, pelo menos, um pico de 55 °C, ao longo de quatro horas sucessivas durante este período, é importante para a redução significativa dos patógenos no composto produzido (Brasil, 2020). Durante a degradação ativa - fase termofílica -, é importante a manutenção da temperatura em torno

de 65 °C. Na fase de maturação, com a redução da temperatura da massa de compostagem, não há necessidade de se controlar a temperatura na leira de compostagem, pois esta equilibra-se com a temperatura do ambiente. Na Figura 1, é possível visualizar a fase inicial da compostagem de uma pilha de compostagem recém montada e a fase de maturação do composto rico em substâncias húmicas, sendo a cor dos materiais o fator de distinção das fases.

Fotos: Ronaldo Fia

Figura 1. Pilhas de compostagem com Capim-napier, lodo de esgoto e resíduos de restaurante, após a montagem das leiras (A), e aos 70 dias, na fase de maturação do composto (B).

Outro fator a ser controlado no processo de compostagem é a umidade, que indiretamente regula a difusão de oxigênio na pilha de compostagem. A umidade regula a atividade de microrganismos que atuam na decomposição da matéria orgânica e nos processos bioquímicos de mineralização e humificação. A água deve ser suprida, sem excesso, para que a atividade dos decompositores não seja prejudicada, pois os microrganismos demandam água para manutenção das células. A falta de água limitará o processo de decomposição, com aumento do tempo de compostagem. O excesso de água causará anaerobiose, pois a difusão de oxigênio na pilha de compostagem é restringida. Em condição anaeróbia, há liberação de gases como o metano - mais poluente para a atmosfera em detrimento da liberação de dióxido de carbono -, que é o produto natural da decomposição aeróbia e compostagem, que podem resultar em odor desagradável durante o processo de compostagem, como os derivados de enxofre (gás sulfídrico e mercaptanas) e de óxidos de nitrogênio (NO_x), produtos voláteis que geram gases de efeito estufa. O excesso de água na massa de compostagem pode causar a lixiviação dos nutrientes, reduzindo o potencial do composto em suprir nutrientes às plantas, além da possibilidade

de geração de lixiviados que podem escoar superficialmente ou infiltrar na base da leira ou pilha, se o pátio de compostagem não for impermeabilizado, com potencial para contaminar o solo (Lima et al., 2017) e, ao longo do tempo, alcançar as águas subterrâneas. Assim, recomenda-se que a umidade na pilha de compostagem seja mantida entre 50% e 70% da capacidade máxima de retenção de água da mistura submetida à compostagem. Na Figura 2, são ilustrados dois exemplos de pátios de compostagem com e sem impermeabilização, portanto, com potenciais diferentes de reter o chorume da compostagem.

Figura 2. Pátios de compostagem: com (A) e sem (B) impermeabilização.

Mesmo controlando a umidade, se o local de compostagem não for coberto - situação comumente observada nos pátios de compostagem do Brasil - durante o período chuvoso, pode ocorrer percolação de chorume e lixiviação de nutrientes no sistema solo. Assim, o pátio deve ser equipado com caneletas que direcionarão eventuais escoamentos de lixiviado para um sistema de tratamento ou de recirculação do chorume para nas leiras. A recirculação do lixiviado no sistema de compostagem, como reposição da umidade, proporciona aceleração na estabilização química e humificação da matéria orgânica presente nos resíduos, por aumentar a atividade microbiana na massa de compostagem.

Por ser um processo aeróbio, por concepção, a compostagem pressupõe fluxo máximo de oxigênio atmosférico na mistura a ser compostada. Por isso, é necessário criar as condições para que o oxigênio alcance todas as partes da massa de resíduos em decomposição. Na parte externa da pilha ou leira, há fluxo facilitado de oxigênio. Entretanto, para alcançar o centro da pilha de compostagem, há necessidade de um reviramento da massa de resíduos ou a inserção forçada de ar, comum na compostagem por pilhas estáticas. O reviramento da pilha, utilizado nos processos mais simples de compostagem, é

realizado frequentemente durante a fase de degradação ativa. Esse reviramento deve expor ao ambiente a parte interna da massa de resíduos, de forma a oxigenar todo o material uniformemente. Durante este processo, há também o controle da temperatura, com o desprendimento de calor e a inversão das partes da massa de resíduos – a parte interna é movimentada para fora da nova pilha, enquanto a parte externa é envolvida, formando a parte central da nova pilha. Assim, durante a fase ativa toda a massa de resíduos é exposta às maiores temperaturas de degradação. Nas semanas iniciais da compostagem, é necessário revolver e aerar as pilhas de modo adequado, para acelerar a decomposição, sem que isso implique em perdas elevadas de nitrogênio na forma de gases e compostos voláteis. Nos processos mais tecnificados, a aeração é facilitada, dado que são utilizadas máquinas com capacidade de revolver as pilhas de compostagem em pátios cobertos e impermeabilizados de compostagem, mas isso ocorre nos campos de compostagem, que agregam mais tecnologia e sistemas automatizados de controle do processo de compostagem, infelizmente ainda pouco utilizados no país.

Durante o reviramento da pilha de compostagem, na fase ativa, que deve ocorrer de 3 a 5 dias, ou em menor intervalo de tempo quando a temperatura exceder os 65 °C, é importante avaliar a umidade nas diferentes profundidades da massa de resíduos em decomposição. Havendo necessidade, a frequência de revolvimento das pilhas deve ser corrigida para otimizar a compostagem. Este é o melhor momento para adicionar água na leira ou pilha de compostagem. Nos campos de compostagem mais tecnificados, as máquinas de revolvimento das leiras possuem barras com bicos aspersores que injetam água simultaneamente ao revolvimento do material em decomposição. Apesar de haver pouco reviramento das pilhas durante a fase de maturação e humificação da mistura compostada, a umidade também deve ser avaliada nesta fase e corrigida, se necessário.

O reviramento manual, que é o método mais tradicional e simples de condução do processo de compostagem, exige mais mão-de-obra. O reviramento manual é utilizado para pilhas ou leiras de compostagem de menor porte, pois no processo são utilizadas ferramentas manuais, como pás e enxadas (Figura 3a). Para maiores quantidades de resíduos processadas, para que o reviramento da mistura seja efetivo, com a plena dissipação de calor e controle da temperatura, podem ser utilizadas máquinas para o revolvimento das pilhas e leiras, como uma retroescavadeira ou um revolvedor específico para esse mesmo fim. Também podem ser utilizados sistemas automatizados de reviramento de leiras de compostagem com trilhos específicos e reviradores de leiras programados para serem acionados conforme a dinâmica e medição de temperatura e grau

de oxigenação das misturas que estão sendo compostadas (Figura 3b). Inclusive, nesses processos, o tempo de compostagem é reduzido.

Foto: Alfredo Tsuzuki

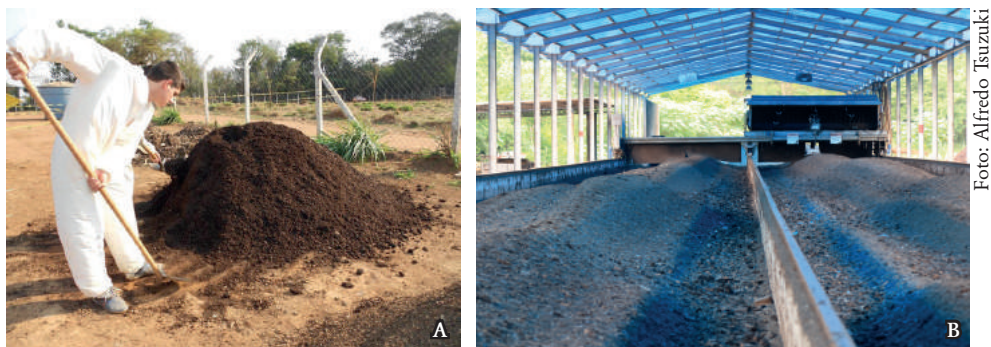



Figura 3. Realização do reviramento manual das pilhas de compostagem com o auxílio de ferramentas manuais (A) e uso de máquina em sistema automatizado de reviramento de leiras de compostagem (B).
Fonte: Lima (2015)

Quando a área para compostagem se torna restrita, ou mesmo para reduzir o tempo de compostagem, as misturas podem ser processadas em leiras estáticas. Neste caso, a injeção de ar é realizada por sopradores mecânicos que ficam instalados em uma das extremidades da leira, sob a qual é distribuída longitudinalmente tubos perfurados para a distribuição do ar. Neste caso, não há reviramento e a massa de resíduos permanece estática, mas devidamente aerada e suprida em oxigênio. Durante o processo de compostagem há tendência de redução mais intensa da umidade dos resíduos pela movimentação forçada do ar, o que leva à necessidade de um melhor controle da umidade durante o processo. O processo de compostagem por leiras estáticas aeradas tende a ser concluído entre 30 e 60 dias. Entretanto, é mais caro, pelo gasto energético, comparado ao reviramento manual, apesar de estudos mostrarem a viabilidade econômica da técnica, dependendo da quantidade de resíduos a ser tratada (Pires et al., 2012).

Outra forma mais rápida de compostagem é o Método Acelerado, em que a decomposição inicial se dá em um bioestabilizador (sistema fechado), em que são mantidas condições favoráveis de agitação, aeração, temperatura, umidade e redução da dimensão das partículas, podendo a compostagem durar alguns dias a até poucas semanas (Mu et al., 2017). Com essa abordagem, são otimizados todos os fatores que controlam a compostagem e sua velocidade, notadamente, a relação C:N, o pH, teor de água, a difusão de oxigênio, o controle de temperatura, os níveis de nutrientes, o tamanho de partículas da

mistura compostada, o uso de iscas ou de inoculantes etc., para acelerar a decomposição. Um exemplo de bioestabilizador muito utilizado tem cilindro com aproximadamente 3,5 m de diâmetro por 30 m de comprimento, acionado eletricamente para produzir rotação lenta e constante (aproximadamente 1 rpm). No seu interior, diversos obstáculos dispostos longitudinalmente em seu corpo fazem com que se promova um maior revolvimento da massa de resíduos, pelo uso de pás de revolvimento em espiral. Além de mais rápido, este processo produz um composto mais homogêneo, entretanto, com maior gasto energético e de maior custo de produção.

Independentemente da forma de produção, ao final do processo de compostagem, o composto orgânico apresenta, em geral, pH acima de 7 e relação C:N menor que 15. Ainda, o composto produzido deve ser peneirado, para remoção de material grosseiro (Figura 4), e deve atender as normas relativas à qualidade e aplicabilidade na agricultura de acordo com a Instrução Normativa do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento que preconiza os critérios, atributos e níveis máximos de poluentes visando o uso agrícola de composto. Detalhes da legislação são apresentados no Capítulo 15.

Figura 4. Composto produzido por processo de compostagem com reviramento manual da leira de compostagem, aos 120 dias, sem peneiramento (B), e material retido no peneiramento manual (B); e características do composto produzido por reavivamento mecanizado (C) e o processo de peneiramento mecanizado (D).

Tratamento dos resíduos orgânicos líquidos

Os resíduos líquidos, também definidos como águas residuárias, aqui discriminadas como domésticas ou agroindustriais, são ricas em matéria orgânica particulada ou dissolvida e em nutrientes (Tabela 5). Assim, transferir a matéria orgânica e os nutrientes presentes na fase líquida para a fase sólida, para o lodo, facilita a disposição final no solo e o manejo do lodo de esgoto.

Todo tratamento de resíduos líquidos, em especial os tratamentos biológicos, gera sólidos grosseiros e sólidos biológicos, o lodo, que pode ser disposto na agricultura se apresentar as características preconizadas pelo CONAMA (Brasil, 2020). Como descrito anteriormente, o lodo proveniente do tratamento biológico é rico em matéria orgânica e nutrientes, principalmente nitrogênio, e pode ser compostado antes da aplicação do lodo no sistema solo-planta. Lodos gerados em tratamentos terciários com o objetivo de remoção de nutrientes também são ricos em fósforo.

Tabela 5. Faixa de variação da caracterização física, química e biológica de resíduos líquidos orgânicos agroindustriais e domésticos.

Características	Águas residuárias					
	Laticínios[1]	Suinocultura[2]	Abatedouro[3]	Processamento do café[4]	Vinhaça[5]	Esgoto doméstico[6]
pH	4 - 11	6,4 - 7,7	4,9 - 8,1	3,4 - 5,2	3 - 5	6,7 - 8,0
ST ($mg\ L^{-1}$)	710 – 7.000	953 – 10.657	2.368	1.090 – 17.605	3.695 – 8.817	700 - 1.350
SST ($mg\ L^{-1}$)	60 – 5.800	553 – 5.075	270 - 10.000	621 – 4.409	-	200 - 450
DBO ($mg\ L^{-1}$)	240 – 5.900	725 – 8.451	150 - 8500	4.912 – 37.600	10.000 - 60.000	250 - 400
DQO ($mg\ L^{-1}$)	500 – 13.966	2492 – 15.965	500 - 16.000	10.151 – 64.467	22.000 - 120.000	450 - 800
NTK ($mg\ L^{-1}$)	10 - 660	403 - 782	50 - 850	120 - 228	109 - 14.497	35 - 60
P ($mg\ L^{-1}$)	5 - 600	93 - 476	1 - 200	09 - 790	14 - 8.900	4 - 15
K ($mg\ L^{-1}$)	9 - 66	60 - 150	1 - 100	310 – 1.551	330 - 5.300	-
Na ($mg\ L^{-1}$)	116 - 606	20 - 50	-	105	40	-
E. coli (NMP 100 mL^{-1})	10^{15}	10^{6} - 10^{7}	-	-	-	10^{6} - 10^{9}
Cu ($mg\ L^{-1}$)	-	0,3 - 2,5	-	-	-	-
Zn ($mg\ L^{-1}$)	-	0,6 - 27	-	-	-	-

Fonte: [1]Cárdenas et al. (2014), Andrade et al. (2015), Oliveira et al. (2017), Slavov (2017), Oliveira et al. (2019), Akansha et al. (2020), Debowski et al. (2020). [2]Freitas (2006), Oliveira et al. (2020), Fia et al. (2021). [3]Fia et al. (2015), Bustillo-Lecompte e Mehrvar (2015/2017), Oliveira et al. (2017). [4]Bruno e Oliveira (2008), Campos et al. (2010), Fia et al. (2010ab), Fia et al. (2011), Silva et al. (2011). [5]Rocha (2012), Nogueira (2014), Cremonez et al. (2015), Souza (2018). [6]Von Sperling (2014).

Assim como para os resíduos sólidos, o tratamento biológico da água residuária requer que ela tenha características de biodegradabilidade, neste caso definidas pela relação entre a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a demanda química de oxigênio (DQO), ou seja, o percentual do carbono que é biodegradável em relação à quantidade total de carbono.

Tratamento de resíduos líquidos para disposição no solo

Todo processo de tratamento de águas residuárias é dividido em etapas, neste caso, em níveis de tratamento. Em cada nível de tratamento, a água residuária passa por unidades e estágios de tratamento que são ajustados de acordo com as características do resíduo e do objetivo do tratamento. Os níveis de tratamento podem ser descritos como preliminar - para remoção de sólidos grosseiros -, primário - para remoção de sólidos sedimentáveis e flutuantes -, secundário - para remoção de matéria orgânica - e terciário - para remoção de matéria orgânica adicional, remoção de nutrientes, remoção de patógenos e remoção de compostos específicos, como os metais pesados.

Esta classificação é tomada como base para o tratamento de águas residuárias. Após essa etapa, ocorre disposição em cursos d'água. Esse é o propósito das unidades de tratamento de águas residuárias; contudo, tratar um resíduo líquido, com características de biodegradabilidade diferenciadas, como as águas residuárias domésticas e a maioria dos resíduos líquidos de agroindústrias, para disposição em cursos d'água, pode ser considerado um desperdício de recursos (ambientais, energéticos, econômicos etc.). Isso decorre do fato de que, para tratar águas residuárias com vistas à disposição nos cursos d'água, deve-se remover os sólidos, a matéria orgânica, os nutrientes, os patógenos e os elementos potencialmente poluentes. O uso agrícola de águas residuárias nem sempre requer seguir a mesma legislação e normas que regulam a carga de poluentes que retornam aos cursos d'água.

A maioria das estações brasileiras de tratamento de águas residuárias tem como objetivo principal a remoção de matéria orgânica, permanecendo os demais elementos, muitas vezes, em concentrações que superam os limites de assimilação dos corpos d'água. Assim, aproveitar a matéria orgânica e os nutrientes no sistema solo-planta torna-se fundamental, principalmente considerando o conceito de economia circular e aproveitamento de recursos em diversos setores de produção de bens e serviços. A União Europeia tem intensificado a proposta de aplicação do conceito de economia circular na gestão dos resíduos agroindustriais. A aplicação de resíduos orgânicos líquidos no solo, como fonte de água, é uma atividade que vem sendo utilizada há algum tempo, principalmente nas regiões e países com estresse hídrico. O aproveitamento da

matéria orgânica e dos nutrientes como foco da aplicação destes resíduos no sistema solo-planta é mais recente. Assim, as formas de tratamento de resíduos líquidos deverão ser concebidas para facilitar a valorização e a recuperação da matéria orgânica e dos nutrientes desses resíduos (Guerra-Rodríguez et al., 2020).

Diante de um cenário que exige cada vez mais o aproveitamento dos recursos para que as atividades humanas sejam mais sustentáveis, todos os setores - produtivos, poder público, pesquisadores e a sociedade - devem mudar sua visão sobre a gestão dos resíduos líquidos. Esses resíduos precisam ser considerados como uma fonte de recursos valiosos, com impacto econômico e valor ambiental, pois a recuperação de substâncias ou a valorização das águas residuárias ajudam a diminuir a pressão sobre os recursos naturais não renováveis, cujo uso é maciço nos processos atuais de produção de bens e serviços.

Com a ajuda de uma análise de forças, fraquezas, oportunidades e ameaças, alguns desafios e oportunidades para os resíduos orgânicos líquidos foram identificados por Guerra-Rodríguez et al. (2020). Os pontos fortes de cada tecnologia disponível para o tratamento consistem, principalmente, na possibilidade de se obter benefícios de algo que sempre foi considerado um problema, ao mesmo tempo que é diminuída a pressão sobre os recursos naturais. Mesmo assim, segundo os autores, algumas fragilidades devem ser abordadas, como o considerável investimento financeiro inicial e custos operacionais e a falta de adaptabilidade de alguns tratamentos a diferentes condições de aproveitamento dos recursos. Espera-se que o desenvolvimento constante e rápido de novas tecnologias, impulsionadas pela tendência global de promover processos mais sustentáveis, ajude a superar essas deficiências.

Apesar de ser considerado uma fragilidade, o investimento financeiro inicial e os custos operacionais de uma estação de tratamento de águas residuárias estarão presentes, seja para a adequação das águas residuárias para o aproveitamento na agricultura, seja para a disposição final dos resíduos processados em cursos d’água. Ressalta-se que, dependendo da forma de utilização e aproveitamento na agricultura, os custos tendem a ser inferiores àqueles observados no tratamento para a disposição em cursos d’água. É preciso lembrar também, que a produção de resíduos orgânicos líquidos é maior nos processos em que não há preocupação com o uso e reuso da água consumida nas cidades, indústrias e em diferentes setores de produção de bens e serviços. Com a melhoria dos processos fabris e dos processos de tratamento de resíduos produzidos nos setores de serviços e bens, será menor a produção de águas residuárias, pois a água será reciclada constantemente, num sistema fechado de uso e reuso. Mesmo os resíduos sólidos, com o avanço e introdução dos conceitos de bioeconomia em diferentes países e cadeias de produção, tendem

a ter a geração reduzida, pois o que é resíduo hoje será insumo para processos fabris de diferentes cadeias de produção.

Quanto à aplicação de águas residuárias no solo, ou seja, o aproveitamento agrícola desses resíduos, têm sido questionados os custos com o tratamento inicial, transporte da água residuária até a área de aplicação e sua disposição segura no solo. Isso pode ser exemplificado com a estratégia para viabilização da utilização de esgotos sanitários adotada por gestores da Cidade do México. A Cidade do México tem cerca de 9,2 milhões de habitantes - aproximadamente 20 milhões de habitantes na região metropolitana -, sendo uma das maiores populações de cidades e regiões metropolitanas ao redor do mundo, e seus esgotos são destinados ao Vale do Mezquital, um exemplo único de disposição de resíduos líquidos no solo devido ao seu tamanho (90.000 ha) e temporalidade (mais de 100 anos). Os 52 m^3 s^{-1} de águas residuárias são um recurso valioso na região semiárida a 80 km ao norte da Cidade do México e sua reutilização permite a produção de culturas forrageiras e milho, com rendimento de grãos e de forragens acima das médias de outras lavouras do país (Siebe et al., 2016). Esta estratégia de manejo e uso de resíduos começa, muito lentamente, a ser utilizada nas duas maiores regiões metropolitanas do Brasil - cidades de São Paulo e Rio de Janeiro -, que, juntas, abrigam cerca de 32 milhões de habitantes.

A forma de tratamento a ser adotada dependerá dos objetivos do aproveitamento da matéria orgânica e dos nutrientes presentes nas águas residuárias. Por exemplo, se o objetivo for aproveitar a matéria orgânica presente em uma água residuária e os seus benefícios quando da disposição no solo, não é conveniente tratá-la além do nível primário, dado que, a partir desta etapa primária, remove-se a matéria orgânica presente na água tratada. Muitas vezes, neste caso, apenas o tratamento preliminar é indicado, a depender das características da água residuária, da cultura que será adubada e da forma de aplicação do resíduo líquido.

A forma de aplicação no solo se dá por técnicas que empregam maior pressão (aspersão, autopropelido, etc.), ou menor pressão (microaspersão e gotejamento). Assim, a remoção de sólidos suspensos e dissolvidos torna-se importante quando a aplicação do resíduo é feita por irrigação localizada. Os sólidos suspensos causam o “entupimento físico”, dado que partículas suspensas na água residuária entopem bicos de aspersão e restringem o escoamento de água de irrigação. Os sólidos dissolvidos podem precipitar nos orifícios e equipamentos de aspersão e causar o “entupimento químico”, além de estimular o crescimento de biofilmes, desencadeando o “entupimento biológico”.

Para minimizar os transtornos em relação à aplicação das águas residuárias no solo, pesquisadores têm resgatado a aplicação por sulcos. Na irrigação tradicional, os sistemas de irrigação por sulcos foram deixados de lado pela maior quantidade de água utilizada no sistema. Entretanto, para a aplicação da água residuária, de forma alternada, ou seja, invertendo periodicamente o sentido e escoamento da água residuária dentro do sulco, tal método de irrigação tem se mostrado promissor em relação tanto à aplicação quanto à distribuição da matéria orgânica e de nutrientes no solo (Marques et al., 2020).

O tipo de cultura definirá a qualidade microbiológica necessária da água residuária. Culturas que se desenvolvem rente ao solo ou são ingeridas cruas, devem receber águas residuárias com menor quantidade de organismos indicadores de contaminação fecal (WHO, 2006). Assim, a aplicação de uma água residuária que apresente organismos do grupo coliformes termotolerantes ou *Escherichia coli* deve ser melhor tratada antes de serem dispostas no sistema solo-planta. Em outras palavras, deve alcançar o tratamento terciário e, neste caso, há remoção de matéria orgânica e de nutrientes, o que torna a água residuária menos interessante para a disposição no solo sob o ponto de vista do aproveitamento de recursos. Mesmo assim, em regiões com estresse hídrico, além de suprir nutrientes e compostos orgânicos não tóxicos, a água residuária atua como fonte de água, o que é relevante para nutrir adequadamente as culturas.

Ao chegar ao final do tratamento terciário, a água residuária apresenta, normalmente, reduzida concentração de matéria orgânica, concentrações consideráveis de nutrientes, reduzidas quantidades de patógenos e elementos que não são removidos durante o tratamento, como o potássio e o sódio. O potássio é um macronutriente importante para a adubação das culturas, e o Brasil importa mais de 95% do potássio que consome nas lavouras. O sódio, por outro lado, é um elemento com potencial de salinizar o solo e dispersar a fração argila do solo, além de contribuir para aumentar a condutividade elétrica do solo.

Diante deste cenário, o aproveitamento dos resíduos orgânicos líquidos para a disposição no solo deve ser feito com planejamento e objetivos claros. Aproveitar toda a matéria orgânica e nutrientes presentes na água residuária implica, normalmente, tratamentos simplificados, o que pressupõe formas simples de aplicação das águas residuárias, como os sulcos, ou formas que empreguem maior pressão do sistema de aplicação. Além disso, atenção deve ser dada ao tipo de cultura que receberá o resíduo - provavelmente, culturas perenes e frutíferas de grande porte que se desenvolvem bem acima do solo, sem contato com a água residuária, culturas anuais cerealíferas e gramíneas

forrageiras de uma forma geral. Na Figura 5 estão apresentadas imagens que ilustram o aproveitamento da vinhaça no próprio cultivo da cana-de-açúcar, que é conduzida por canais e aplicada sob alta pressão por sistema de irrigação, exigindo tratamento mínimo.

Figura 5. Disposição de em lavouras de cana de açúcar: (A) e (B) canais de condução da vinhaça, (C) aplicação da vinhaça com canhão hidráulico e (D) aspecto do solo após a aplicação da vinhaça.

Unidades de tratamento de resíduos orgânicos líquidos

Em cada nível de tratamento das águas residuárias existem diferentes unidades de tratamento. Estas devem ser escolhidas em função de critérios técnicos, das características da água residuária bruta e do destino da água residuária tratada, bem como devem ser observados os aspectos econômicos, que estão relacionados à disponibilidade de área para a instalação do tratamento, as tecnologias existentes, o consumo de energia, a mão-de-obra com menor ou maior qualificação, entre outros fatores.

Nas unidades preliminares e primárias de tratamento de águas residuárias, são removidos os sólidos grosseiros, os sedimentáveis e os que remanescem na

superfície por processo de flotação. Para tanto, são utilizados processos físicos como o peneiramento, o gradeamento, a sedimentação de areia e de sólidos sedimentáveis mais finos e a flotação dos óleos e gorduras. Na Figura 6 estão apresentados exemplos de unidades preliminares e primárias de tratamento.

Figura 6. Diferentes unidades preliminares e primárias de tratamento de águas residuárias: (A) grade utilizada no tratamento de esgoto doméstico, (B) desarenador para remoção de areia de lixiviado de aterro sanitário; (C) peneira utilizada no tratamento de efluentes de abatedouro, e (D) decantador primário para remoção de sólidos de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro.

Dependendo do tipo de água residuária, notadamente as agroindustriais, são gerados nesta etapa, com exceção da areia, resíduos sólidos orgânicos que podem ser aproveitados como fonte de matéria orgânica e nutrientes para o solo e plantas. Entretanto, devem passar por um processo de descaracterização e estabilização; neste caso, a compostagem pode ser uma alternativa. Nessa etapa, podem ser gerados resíduos orgânicos, como cascas de frutas, folhas, bagaços etc. Além deste material mais grosseiro retido no gradeamento, nas peneiras podem ser retidos restos de ração, pedaços de carnes e outros sólidos orgânicos de menor tamanho suspensos, que também podem sedimentar no tratamento primário, diferentemente da areia removida no tratamento preliminar. Nos flotadores e caixas de gordura, são removidos as gorduras animais e os óleos vegetais. Assim, toda água residuária que apresente maiores quantidades de óleos e graxas, como as de laticínios e de abatedouro, deve passar por tratamento em caixa de gordura ou flotador. Os óleos e graxas, quando em maior quantidade, podem ser destinados para graxarias. No caso de resíduos de abatedouro, o sangue normalmente é coletado separadamente da parte líquida e tratado como resíduo sólido, o qual pode ser compostado, após cozimento, ou ainda destinado para fabricação de farinhas, que podem ser utilizadas na alimentação animal.

As unidades secundárias de tratamento podem ser aeróbias ou anaeróbias, dependendo das condições de oxirredução do meio, ou seja, da presença ou não de oxigênio dissolvido no meio líquido. Algumas unidades podem apresentar em parte ou no todo condições anóxicas, em que os microrganismos facultativos desempenham suas atividades de degradação, reduzindo oxigênio, quando este está presente no meio ou, ainda, moléculas oxidadas, como nitrito, nitrato e ferro oxidado, em seu processo respiratório. O tratamento secundário consiste em uma, duas ou mais unidades de tratamento biológico. Normalmente, por questões econômicas e em função da otimização das condições para os microrganismos que decompõem matéria orgânica, o tratamento secundário é composto por uma unidade anaeróbia, seguida pelo uso de uma unidade de tratamento facultativa ou aeróbia.

São exemplos de unidades anaeróbias de tratamento de águas residuárias biodegradáveis: tanque séptico, filtro anaeróbio, lagoa anaeróbia, reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) e reator anaeróbio compartimentado. Uma unidade bastante comum no tratamento de dejetos animais, por demandar maior concentração de sólidos orgânicos na água residuária, é o biodigestor. Existem três tipos de biodigestores: o indiano e o chinês, ambos utilizados para o tratamento de menores quantidades de resíduos; o biodigestor canadense ou tubular, utilizado para o tratamento de maiores

quantidades de resíduos pelo processo de fermentação, em que o produto da decomposição é o metano que pode ser utilizado como fonte de energia.

As unidades anaeróbias apresentam limitações quanto à remoção de matéria orgânica (50% - 70%) e de nutrientes (30% - 50%). Contudo, são importantes para o tratamento inicial da água residuária e para remoção de sólidos suspensos, permitindo o melhor aproveitamento da carga orgânica do resíduo líquido. Além disso, unidades anaeróbias de tratamento podem gerar biogás, cujo principal componente - o metano - pode ser utilizado na produção de energia. Entretanto, nem todas as unidades anaeróbias de tratamento apresentam estruturas capazes de recolhimento do biogás para o aproveitamento energético. Das unidades citadas, apenas o reator UASB e os biodigestores possuem essas estruturas. Outra opção é o recobrimento das lagoas anaeróbias para a coleta do biogás gerado, que, no caso da coleta e queima do metano, pode gerar créditos de C. Os resíduos líquidos gerados nas unidades anaeróbias apresentam elevado teor de matéria orgânica estabilizada e nutrientes, permitindo o aproveitamento quando da disposição no solo.

Avançando com o tratamento, no intuito de remover mais matéria orgânica da água residuária, e reduzindo, sob este aspecto, sua qualidade para disposição no solo, podem ser inseridas unidades anóxicas, como as lagoas facultativas e os sistemas alagados construídos. As lagoas facultativas são, por concepção, unidades que se caracterizam por fases e processos anaeróbios nas camadas mais profundas da lagoa, processos de natureza aeróbica nas camadas superficiais e ambiente anóxico na faixa intermediária da unidade. Os sistemas alagados construídos podem sofrer variação do potencial de oxirredução em função da carga orgânica aplicada à unidade de tratamento, podendo operar em condições anaeróbias ou anóxicas. Muito próxima à superfície ou próxima às raízes das plantas cultivadas nestes sistemas microambientes de natureza aeróbia.

Unidades anóxicas - de limitada difusão de oxigênio - apresentam maior eficiência de tratamento que as unidades anaeróbias (75% - 85% de remoção de DBO), podendo, ainda, remover N, P e metais pesados, por incorporação à biomassa microbiana ou complexação em substâncias húmicas, vindo a constituir o lodo. Em função de perdas por volatilização, ao longo de seu ciclo, pode ocorrer remoção do N. Por serem processos baseados no que ocorre na natureza, sem intervenção humana, a não ser na otimização dos desenhos das unidades de tratamento, essas unidades demandam grandes áreas, pois a radiação solar é que impulsiona o processo de tratamento do resíduo em função da extensa área superficial de exposição ao sol.

Unidades aeróbias são as mais eficientes quanto à remoção de matéria orgânica (85% - 95% de DBO) e essenciais quando se pensa em um processo de

sanitização que, posteriormente, visa a remoção de carga elevada de patógenos para disposição segura no ambiente, sem contaminação biológica. Entretanto, o processo aeróbio demanda energia para inserção de oxigênio atmosférico na massa líquida, normalmente por meio de agitação, que assegura maior difusão de ar e oxigênio no resíduo em decomposição. O processo aeróbio gera mais lodo do que o anaeróbio, e, devido à agitação do meio líquido, parte dele deixa a unidade de tratamento. Por isso, há necessidade de uma unidade de retenção de lodo em sequência à decomposição em sistema aeróbio. Na Figura 7 estão apresentados alguns exemplos de unidades secundárias de tratamento.

Figura 7. Exemplos de unidades secundárias de tratamento: (a) reatores UASB seguidos de biofiltros aerados submersos para tratamento de esgoto sanitário, (b) e (c) lagoas de estabilização utilizadas para tratamento de dejetos suínos e efluentes de laticínios, e (d) biofiltro aerado submerso para tratamento de dejetos caninos.

Para aplicação de um resíduo líquido no sistema solo-planta que demande condições mais seguras sanitariamente, há necessidade de proporcionar a desinfecção da água residuária. Neste caso, não se pensa em reduzir a zero a quantidade de patógenos, mas a níveis considerados seguros dentro das recomendações e legislações pertinentes. No Estado de Minas Gerais, por exemplo, a Deliberação Normativa do Conselho Estadual de Recursos Hídricos nº 65, de 2020, estabelece que as águas residuárias de origem doméstica deverão ter menos que 1 x 10^4 NMP 100 mL^{-1} de coliformes termotolerantes ou *Escherichia coli*, permitindo, neste caso, a utilização na agricultura por aplicação superficial, localizada ou por aspersão (Minas Gerais, 2020).

As técnicas mais utilizadas para remoção de patógenos são as lagoas de maturação, a cloração e a radiação ultravioleta - por isso, a necessidade de remover anteriormente os sólidos e a matéria orgânica. A cloração é um processo químico e consiste na aplicação de algum composto de cloro (hipoclorito de sódio, cloro gasoso, hipoclorito de cálcio), com o objetivo de oxidar as células microbianas. Entretanto, enquanto oxidante forte, o cloro não é seletivo e oxida qualquer partícula orgânica. Assim, quanto maior a quantidade de matéria orgânica na água residuária, maior deverá ser a dosagem de cloro, ou menor será a sua eficiência. Neste caso, há maior tendência de formação de trihalometanos que são compostos potencialmente carcinogênicos (Villanueva et al., 2017).

A radiação ultravioleta é um processo físico de remoção de patógenos, no qual a radiação UV artificial, com comprimento de onda de 254 nm, emitida por uma lâmpada, penetra no meio líquido e age diretamente sobre o material genético (DNA e RNA) das células microbianas, causando a inativação dos organismos (Garay et al., 2021). A presença de sólidos em suspensão nas águas residuárias dificultam a passagem da radiação, tornando o processo de sanitização e de redução de patógenos da água menos eficiente.

Outra técnica é a utilização na estabilização das águas residuárias, com o objetivo de remover patógenos, das lagoas de maturação. Nestas unidades, grandes espelhos d'água são construídos para favorecer a penetração da radiação ultravioleta solar no meio líquido, o principal mecanismo de remoção de patógenos nestas unidades. Isto explica a necessidade de uma água residuária com menos sólidos, que podem proteger os patógenos da radiação direta. Entretanto, outras formas de remoção acontecem devido às condições do meio: predação, variação do pH, condições de oxidação, escassez de alimento, entre outras.

Ao seguir a sequência completa pelos diferentes níveis de tratamento, obtém-se uma água residuária com reduzido teor de matéria orgânica e menor concentração de nutrientes, se comparada à água residuária bruta.

Como vantagem, apresenta menor quantidade de patógenos, podendo ser utilizada de forma menos restritiva quanto aos riscos sanitários, mas com menor potencial de agregar os benefícios que a matéria orgânica proporciona ao sistema solo-planta.

Considerações Finais

Face à crescente produção de resíduos sólidos e líquidos no setor agropecuário e no setor do saneamento básico, torna-se imprescindível mudar o pensamento que predomina sobre o tratamento dos resíduos para dispor no ambiente sem um objetivo específico: o tratamento apenas para atender à imposição legal. Apesar de atender à norma vigente, os processos de tratamento de resíduos, em geral, não englobam e internalizam conceitos modernos e princípios elementares da economia circular, que preconizam o uso racional e a reciclagem de resíduos, nutrientes, energia e insumos na própria cadeia produtiva ou em outros setores de bens e serviços, num sistema fechado e não linear de produção de bens e serviços.

Com recursos ambientais cada vez mais escassos, e diante da demanda crescente para produção de alimentos e bens industriais de modo sustentado, é cada vez mais premente a internalização nas cadeias produtivas de métodos e processos que impliquem a baixa emissão de carbono e gases de efeito estufa e a ciclagem matéria orgânica e de nutrientes. Por isso, é necessário avançar: a economia circular e suas premissas devem ser priorizadas nos processos de gestão dos resíduos orgânicos sólidos e líquidos, em todos os setores e cadeias de produção de bens e serviços.

Para que a gestão da matéria orgânica e dos nutrientes gerados pelo setor agropecuário e do saneamento, inicialmente considerados resíduos, sejam convertidos em recursos e insumos, a escolha do tratamento e o estabelecimento de normas para uso agrícola são primordiais. Desta forma, os impactos negativos serão minimizados no ambiente e em suas matrizes e os impactos ambientais, sociais e econômicos positivos serão maximizados pelo uso e reciclagem dos resíduos, em sistemas fechados de produção, que já substituem muitos processos lineares e poucos sustentáveis de produção de bens e serviços. É necessário reduzir a produção de resíduos, tratar os resíduos gerados, destinar os resíduos inservíveis aos locais adequados de destino e direcionar para lavouras, indústrias e agroindústrias os resíduos que atendem a legislação e não representam risco de poluição do solo, das águas, do ar e dos alimentos.

Conceitos tradicionais devem ser aprimorados para que ocorra a ruptura com a visão tradicional de tratamento dos diferentes resíduos gerados no país. Estudos devem ser intensificados com vistas à evolução das tecnologias de

tratamento existentes, bem como à criação de novos processos. Também há a necessidade de desenvolver uma tecnologia de aplicação, principalmente dos resíduos líquidos, no sistema solo-planta. Atividades de extensão e difusão do conhecimento e de boas práticas de gestão dos recursos ambientais devem ser fortalecidas. Somente com um esforço coletivo os resíduos orgânicos poderão ser utilizados de forma mais ampla, como recursos e insumos para a agricultura, agroindústrias e indústrias. O que é resíduo hoje pode ser, num futuro próximo, insumo para a geração de riqueza e empregos no Brasil, em diversos setores de produção de bens e serviços da 12ª economia do mundo.

Referências

ABIEC - Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carnes. **BeefREPORT:** Perfil da Pecuária no Brasil 2020. Disponível em: <http://abiec.com.br/publicacoes/beef-report-2020/>. Acesso em 18 jan. 2021.

AKANSHA, J.; NIDHEESH, P. V.; GOPINATH, A.; ANUPAMA, K. V.; SURESH KUMAR, M. Treatment of dairy industry wastewater by combined aerated electrocoagulation and phytoremediation process. **Chemosphere**, v. 253, 126652, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126652.

AMORIM JUNIOR, S. S.; MAZUCATO, V. S. W.; MACHADO, B. S. M.; GUILHERME, D. O.; COSTA, R. B.; MAGALHAES FILHO, F. J. C. Agronomic potential of biosolids for a sustainable sanitation management in Brazil: Nutrient recycling, pathogens and micropollutants. **Journal of Cleaner Production**, v. 289, 125708, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125708.

ANDRADE, L. H.; MENDES, F. D. S.; ESPINDOLA, J. C.; AMARAL, M. C. S. Reuse of dairy wastewater treated by membrane bioreactor and nanofiltration: technical and economic feasibility. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 32, p. 735-747, 2015. DOI: https://doi.org/10.1590/0104-6632.20150323s00003133.

ANDREOLI, C. V. (coord.). **Resíduos sólidos do saneamento:** processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2001. 282p.

ARAÚJO, M. D. M.; FEITOSA, M. M.; PRIMO, A. A.; TANIGUCHI, C. A. K.; SOUZA, H. A. Mineralization of nitrogen and carbon from organic compost from animal production waste. **Revista Caatinga**, v. 33, p. 310-320, 2020. DOI: https://doi.org/10.1590/1983-21252020v33n204rc.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano nacional de resíduos sólidos**. Brasília, DF: MMA, 2012. Disponível em: <https://sinir.gov.br/images/sinir/Arquivos_diversos_do_portal/PNRS_Revisao_Decreto_280812.pdf>. Acesso em 18 jan 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 498**, de 19 de agosto de 2020. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 21 de agosto de 2020.

BRUNO, M.; OLIVEIRA, R. A. Tratamento anaeróbio de águas residuárias do beneficiamento de café por via úmida em reatores UASB em dois estágios. **Engenharia Agrícola**, v. 28, p. 364-377, 2008. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-69162008000200017.

BUSTILLO-LECOMPTE, C. F.; MEHRVAR, M. Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. **Journal of Environmental Management**, v. 161, p. 287-302, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.008.

BUSTILLO-LECOMPTE, C.; MEHRVAR, M. Slaughterhouse Wastewater: Treatment, Management and Resource Recovery. In: FAROOQ, R.; AHMAD, Z. (ed.). **Physico-Chemical Wastewater Treatment and Resource Recovery**. London: IntechOpen, 2017, p. 153-174. DOI: https://doi.org/10.5772/65499.

CAMPOS, C. M. M.; PRADO, M. A. C.; PEREIRA, E. P. Caracterização físico-química, bioquímica e energética da água residuária do café processado por via úmida. **Bioscience Journal**, v. 26, p. 514-524, 2010.

CÁRDENAS, C.; LANDETA, K.; PERRUOLO, T. A.; NANCY, A.; YABROUDI, S.; TRUJILLO, A.; FLORES, P. Determination of kinetic constants for the design of biological treatment dairy effluent in batch system. **Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia**, v. 37, p. 11-19, 2014.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento da safra brasileira de cana**, v.7 - Safra 2019/20, n. 3 - Terceiro levantamento, Brasília, p. 1-62, dez. 2020. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/cana/boletim-da-safra-de-cana-de-acucar>. Acesso em 18 jan. 2021.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento da safra brasileira de grãos**, v.8- Safra 2020/21, n. 4 - Quarto levantamento, Brasília, p. 1-85, jan. 2021a. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/graos/boletim-da-safra-de-graos>. Acesso em 18 jan. 2021.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento da safra brasileira de café**, v.8 – Safra 2021, n.1 - Primeiro levantamento, Brasília, p. 1-71, jan. 2021b. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/cafe>. Acesso em 18 jan. 2021.

COOPER, P. F. Historical aspect of wastewater treatment. In: LENS, P.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. (ed.). **Decentralised sanitation reuse: concepts, system and implementation**. London, UK: IWA Publishing, 2001. p. 11–38.

CORRÊA, R. S.; FONSECA, Y. M. F.; CORRÊA, A. S. Produção de biossólido agrícola por meio da compostagem e vermicompostagem de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, p. 420-426, 2007. DOI: https://doi.org/10.1590/S1415-43662007000400012.

COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; DECARLI, L. D.; PELÁ, A.; SILVA, C. J.; MATTER, U. F.; OLIBONE, D. Compostagem de resíduos sólidos de frigorífico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, p. 100-107, 2009. DOI: https://doi.org/10.1590/S1415-43662009000100015.

CREMONEZ, P. A.; ROSSI, E.; FEROLDI, M.; TELEKEN, J. G.; FEIDEN, A.; DIETER, J. Codigestão de água residual de suinocultura e vinhaça sob diferentes condições térmicas. **Revista de Ciências Agrárias,** v. 38, p. 103-110, 2015.

DEBOWSKI, M.; ZIELI SKI, M.; KISIELEWSKA, M.; KAZIMIEROWICZ, J. Evaluation of anaerobic digestion of dairy wastewater in an innovative multi-section horizontal flow reactor. **Energies**, v. 13, 2392, 2020. DOI: https://doi.org/10.3390/en13092392.

DUTRA, E. D.; MENEZES, R. S. C.; PRIMO, D. C. Aproveitamento de biomassa residual agrícola para produção de compostos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 7, p. 465-472, 2012. DOI: https://doi.org/10.5039/agraria.v7i3a1757.

EMBRAPA. Embrapa Suínos e Aves. Central de Inteligência de Aves e Suínos. Atualizado em 15 mai 2020. Disponível em: <https://www.embrapa.br/suinos-e-aves/cias/estatisticas>. Acesso em 18 jan. 2021.

FIA, R.; MATOS, A. T.; LAMBERT, T. F.; FIA, F. R. L.; MATOS, M. P. Tratamento das águas do processamento dos frutos do cafeeiro em filtro anaeróbio seguido por sistema alagado construído: II - remoção de nutrientes e compostos fenólicos. **Engenharia Agrícola**, v. 30, p. 1203-1213, 2010a. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-69162010000600020.

FIA, R.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; ABREU, E. C.; FIA, F. R. L. Tratamento das águas do processamento dos frutos do cafeeiro em filtro anaeróbio seguido por sistema alagado construído: I - remoção de matéria orgânica. **Engenharia Agrícola**, v. 30, p. 1191-1202, 2010b. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-69162010000600019.

FIA, R.; MATOS, A. T.; SCHUERY, F. C.; TEODORO, P. E. P.; LUIZ, F. A. R. Desempenho de filtros anaeróbios no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento dos frutos do cafeeiro. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 19, p. 62-71, 2011. DOI: https://doi.org/10.13083/reveng.v19i1.277.

FIA, R.; PEREIRA, E. L.; FIA, F. R. L.; EMBOABA, D. G.; GOMES, E. M. Start-up of anaerobic reactors for slaughterhouse wastewater treatment. **Engenharia Agrícola**, v. 35, p. 331-339, 2015. DOI: https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v35n2p331-339/2015.

FIA, F. R. L.; MATOS, A. T.; FIA, R. Kinetics and removal efficiency of nitrogen in constructed wetlands cultivated with different plant species for treating swine wastewater applied at different rates. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 232, 6, 2021. DOI: https://doi.org/10.1007/s11270-020-04972-6.

FREITAS, W. S. **Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias de suinocultura**. 2006. 159 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

GARAY, D. F. A.; VOLTOLINI, L. C.; BASTOS, R. G.; SOUZA, C. F. Effect of turbidity on ultraviolet disinfection of domestic wastewater for agricultural reuse. **Revista Ambiente & Água**, v. 16, e2766, 2021. DOI: https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2766.

GUERRA-RODRÍGUEZ, S.; OULEGO, P.; RODRÍGUEZ, E.; SINGH, D. N.; RODRÍGUEZ-CHUECA, J. Towards the implementation of circular economy in the wastewater sector: challenges and opportunities. **Water**, v. 12, 1431, 2020. DOI: https://doi.org/10.3390/w12051431.

HECK, K.; DE MARCO, É. G.; HAHN, A. B. B.; KLUGE, M.; SPILKI, F. R.; VAN DER SAND, S. T. Temperatura de degradação de resíduos em processo de compostagem e qualidade microbiológica do composto final. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambien**tal, v. 17, p. 54-59, 2013. DOI: https://doi.org/10.1590/S1415-43662013000100008.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa pecuária municipal**. Tabela 3939 – Efetivo dos rebanhos, por tipo de rebanho. 2020a. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/3939>. Acesso em 18 jan. 2021.

IBGE -Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Trimestrais da pecuária** – primeiros resultados. Atualizado em 13 ago. 2020b. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/28589-trimestrais-da-pecuaria-primeiros-resultados-cresce-o-abate-de-suinos-e-caem-os-de-bovinos-e-frangos-no-2-trimestre-de-2020#:~:text=Aquisi%C3%A7%C3%A3o%20de%20leite%20cai%20para,no%202%C2%BA%20trimestre%20de%202020>. Acesso em 18 jan. 2021.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Trimestrais da pecuária** – primeiros resultados. Atualizado em 12 nov 2020c. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/29435-trimestrais-da-pecuaria-primeiros-resultados-cai-o-abate-de-bovinos-e-cresce-o-de-suinos-e-frangos-no-3-trimestre-de-2020#:~:text=Aquisi%C3%A7%C3%A3o%20de%20leite%20aumenta%20e,no%203%C2%BA%20trimestre%20de%202020>. Acesso em 18 jan. 2021.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Estatística da Produção Pecuária** - Primeiros resultados - out.-dez. 2020d. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/3087/epp_pr_2020_4tri.pdf>. Acesso em 18 jan. 2021.

JOSHI, M. **New vistas of organic farming**. 2nd ed. Jodhpur, India: Scientific Publishers, 2016. 407 p.

KIEHL, E.J. **Manual de Compostagem:** maturação e qualidade do composto. Piracicaba: E. J. Kiehl, 1998, 171 p.

LIMA, C. C.; MENDONÇA, E. S.; SILVA, I. R.; SILVA, L. H. M.; ROIG, A. Caracterização química de resíduos da produção de biodiesel compostados com adição mineral. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, p. 334-340, 2009. DOI: https://doi.org/10.1590/S1415-43662009000300016.

LIMA, L. C. Avaliação de diferentes fontes de carbono e nitrogênio para compostagem dos resíduos orgânicos do Restaurante Universitário da UFLA. 2015. 89 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.

LIMA, L. C.; FIA, R.; RIBEIRO, A. G. C.; PORTO, F. L. M. M.; HASHIZUME, B. M. Potencial de contaminação do solo após processo de compostagem em pátio não impermeabilizado. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 25, p. 298-306, 2017. DOI: https://doi.org/10.13083/reveng.v25i4.759.

LOPES, I. G.; BRAOS, L. B.; CRUZ, M. C. P.; VIDOTTI, R. M. Valorization of animal waste from aquaculture through composting: Nutrient recovery and nitrogen mineralization. **Aquaculture**, v. 531, 735859, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735859.

MARQUES, M. V. A.; MATOS, A. T.; SILVÉRIO, T. H. R.; PEREIRA, A. P. M. Influence of the sanitary sewage application method to closed-end furrows on the macronutrient extraction capacity and productivity of elephant grass. **Scientific Reports**, v. 10, 19965, 2020. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-020-77038-6.

MATOS, A. T.; FEBRER, M. C. A. Características químicas de composto orgânico produzido com casca de frutos de cafeeiro e águas residuárias da suinocultura. In: SIMPÓSIO DE PESQUISA DE CAFÉS DO BRASIL, 1, 2000, Poços de Caldas, MG. **Anais...** Poços de Caldas: [s. n.], 2000. v. 2, p. 975-978.

MATOS, A. T.; MATOS, M. P. **Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos**. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2017. 371 p.

MINAS GERAIS. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH. Deliberação Normativa nº 65, de 18 de junho de 2020. Estabelece diretrizes, modalidades e procedimentos para o reúso direto de água não potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETE) de sistemas públicos e privados e dá outras providências. Diário do Executivo de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 20 de junho de 2020.

MIYAMOTO, H. P. **Avaliação da qualidade microbiológica do composto produzido em composteira doméstica unifamiliar**. 2016. 84 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Bahia, Salvador.

MU, D.; HOROWITZ, N.; CASEY, M.; JONES, K. Environmental and economic analysis of an in-vessel food waste composting system at Kean University in the U.S. **Waste Management**, v. 59, p. 476-486, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.026.

NOGUEIRA, A. C. C. **Avaliação de um sistema combinado anaeróbio-aeróbio para tratamento da vinhaça**. 2014. 151 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Lavras, Lavras.

OLIVEIRA, J. F.; RODRIGUES, F. N.; FIA, R.; MAFRA, D. C. B.; LANDIM, D. V. Percolate quality in soil cultivated with application of wastewater from swine slaughterhouse and dairy products. **Engenharia Agrícola**, v. 37, p. 1222-1235, 2017. DOI: https://doi.org/10.1590/1809-4430-eng.agric.v37n6p1222-1235/2017.

OLIVEIRA, J. F.; FIA, R.; FIA, F. R. L.; RODRIGUES, F. N.; OLIVEIRA, L. F. C.; LEMOS FILHO, L. C. A. Efeitos da água residual de laticínios na respiração basal do solo, produtividade e remoção de nutrientes por Tifton 85 (*Cynodon* sp.). **Revista de Ciências Agrárias**, v. 42, p. 151-160, 2019. DOI: https://doi.org/10.19084/RCA17237.

OLIVEIRA, J. F.; FIA, R.; FIA, F. R. L.; RODRIGUES, F. N.; MATOS, M. P.; SINISCALCHI, L. A. B. Principal component analysis as a criterion for monitoring variable organic load of swine wastewater in integrated biological reactors UASB, SABF and HSSF-CW. **Journal of Environmental Management**, v. 262, 110386, 2020. DOI:10.1016/j.jenvman.2020.110386.

OLIVEIRA, L. D. S.; COSTA, M. C. G.; SOUZA, H. A.; BLUM, J.; ALBUQUERQUE, G. H. S.; ABREU, M. G. P.; MAIA, D. D. S. Characterization of organic wastes and effects of their application on the soil. **Journal of Agricultural Science**, v. 10, p. 291-298, 2018. DOI: v10.5539/jas.v10n6p291.

PIRES, A.; PANDOLFO, A.; MARTINS, M. S.; GOMES, A. P.; MORO D. P. Análise da viabilidade econômica de um sistema de compostagem acelerada de resíduos sólidos urbanos. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE TECNOLOGIA PARA O MEIO AMBIENTE, 3., 2012, Bento Gonçalves/RS. **Anais...** Bento Gonçalves: Fiema Brasil, 2012. v. 1. p. 1-10.

RABELO, E. A. **Palhas de milho e de feijão como co-substratos na digestão anaeróbia de esterco bovino leiteiro**. 2018. 48 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Brasília, Brasília.

ROCHA, V. C. **Processamento anaeróbio de vinhaça pré-tratada com biopolímero à base de cálcio**. 2012. 86 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Carlos.

SAHOO, P. K.; KIM, K.; POWELL, M. A. Managing groundwater nitrate contamination from livestock farms: implication for nitrate management guidelines. **Current Pollution Reports**, v. 2, p. 178-187, 2016. DOI: https://doi.org/10.1007/s40726-016-0033-5.

SCHÄFFER, N. **Caracterização de resíduos vitivinícolas e compostos orgânicos comerciais da Serra Gaúcha**. 2015. 89 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SEDIYAMA, M. A. N.; GARCIA, N. C. P.; VIDIGAL, S. M.; MATOS, A. T. Nutrientes em compostos orgânicos de resíduos vegetais e dejeto de suínos. **Scientia Agricola**, v. 57, p. 185-189, 2000. DOI: https://doi.org/10.1590/S0103-90162000000100030.

SIEBE, C.; CHAPELA-LARA, M.; CAYETANO-SALAZAR, M.; PRADO, B.; SIEMENS, J. Effects of more than 100 years of irrigation with Mexico city's wastewater in the Mezquital Valley (Mexico). In: HETTIARACHCHI, H.; ARDAKANIAN, R. (ed.). **Safe use of wastewater in agriculture:** good practice examples. Dresden: UNU-FLORES, 2016. p. 121-137.

SILVA, E. C.; MURAOKA, T., BUZETTI, S.; ESPINAL, F. S. C.; TRIVELIN, P. C. O. Utilização do nitrogênio da palha de milho e de adubos verdes pela cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2853-2861, 2008. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000700032.

SILVA, F. C.; BERTON, R. S.; CHITOLINA, J. C.; BALLESTER, S. D. **Recomendações técnicas para o uso agrícola do composto de lixo urbano no estado de São Paulo**. Campinas: Embrapa Informática Agropecuária, 2002. 17 p. (Circular Técnica, 3).

SILVA, G. B.; ROLIM, M. M.; PEDROSA, E. M. R.; BEBÉ, F. V.; SILVA, E. F. F. Efeito da aplicação de água residuária da lavagem dos frutos de café sobre as propriedades químicas do solo. **Engenharia Agrícola**, v. 31, p. 158-166, 2011. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-69162011000100016.

SINIMBU, F. **Geração de energia por biogás é alternativa para resíduos do esgoto**. 2017. Disponível em: <https://agenciabrasil.ebc.com.br/pesquisa-e-inovacao/noticia/2017-06/geracao-de-energia-por-biogas-e-alternativa-para-residuos-do>. Acesso em 18 jan. 2021.

SLAVOV, A. K. General characteristics and treatment possibilities of dairy wastewater – a review. **Food Technology and Biotechnology**, v. 55, p. 14-28, 2017. DOI: https://doi.org/10.17113/ft b.55.01.17.4520.

SOUZA, R. C. P. **Análise energética da vinhaça para produção de biogás**. 2018. 74 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina.

VASCONCELOS, C. V. **Caracterização e tratamento do composto orgânico de resíduos urbanos de Belo Horizonte-MG para a utilização em ações de agricultura urbana**. 2019. 69 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

VILLANUEVA, C. M.; GRACIA-LAVEDAN, E.; BOSETTI, C.; RIGHI, E.; MOLINA, A. J.; MARTÍN, V.; BOLDO, E.; ARAGONÉS, N.; PEREZ-GOMEZ, B.; POLLAN, M.; ACEBO, I. G.; ALTZIBAR, J. M.; ZABALA, A. J.; ARDANAZ, E.; PEIRÓ, R.; TARDÓN, A.; CHIRLAQUE, M. D.; TAVANI, A.; POLESEL, J.; SERRAINO, D.; PISA, F.; CASTAÑO-VINYALS, G.; ESPINOSA, A.; ESPEJO-HERRERA, N.; PALAU, M.; MORENO, V.; VECCHIA, C.; AGGAZZOTTI, G.; NIEUWENHUIJSEN, M. J.; KOGEVINAS, M. Colorectal cancer and long-term exposure to trihalomethanes in drinking water: a multicenter case–control study in Spain and Italy. **Environmental Health Perspectives**, v. 125, p. 56-65, 2017. DOI: https://doi.org/10.1289/EHP155.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4.ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2014. 452 p.

WYSOWSKA, E.; WIEWIÓRSKA, I.; KICI SKA, A. The impact of different stages of water treatment process on the number of selected bacteria. **Water Resources and Industry**, v. 26, 100167, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.wri.2021.100167.

WHO - World Health Organization. **WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater.** Geneva: WHO, 2006. 182 p. (Excreta and greywater use in agriculture, v. 4)

ZAGO, V. C. P.; BARROS, R. T. V. Gestão dos resíduos sólidos orgânicos urbanos no Brasil: do ordenamento jurídico à realidade. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, p. 219-228, 2019. DOI: https://doi.org/10.1590/s1413-41522019181376.

Capítulo 12

Fertilizantes organominerais

Carlos Alberto Silva
Everton Geraldo de Morais

Introdução

No mundo, o uso de fertilizantes minerais na adubação das culturas intensificou-se após a segunda guerra mundial, embora, no Brasil, a aplicação tenha se consolidado nos últimos 45 anos. Na década de 1970, no Brasil, cerca de 70 kg ha^{-1} de NPK eram aplicados nas lavouras, mais que dobrou, atualmente, mas está longe dos padrões de adubação de culturas em países desenvolvidos. As fontes de N utilizadas no Brasil diferem das utilizadas em outros países, dado que não é comum o uso nas lavouras brasileiras de N-amônia (gás), tampouco a utilização de adubos líquidos concentrados em NPK, à exceção da cana-de-açúcar, cujas lavouras, em sua maioria, são fertilizadas com misturas de NPK em formulações líquidas (aquamônia, ácido fosfórico e cloreto de potássio), além de ser comum na adubação dos canaviais o uso de substâncias húmicas, vinhaça e adubos foliares com micronutrientes.

No Brasil, o N é mais aplicado na forma de ureia e de fosfato monoamônico (MAP), que é a fonte mais utilizada na formulação de adubos NPK. Começa a haver, contudo, maior oferta de nitrato de amônio, mas a escala de oferta e as quantidades utilizadas nas lavouras são ainda baixas em todo o país. Como fontes de P, o superfosfato triplo é mais utilizado do que superfosfato simples, e o MAP é mais utilizado do que o fosfato diamônico (DAP) na formulação de adubos NPK. Essas são as fontes predominantes de P, mas isso não quer dizer que fosfatos de outras origens e eficiência agronômica possam ser utilizados, como fosfatos acidificados, ácido fosfórico, farinha de ossos e fosfatos pouco solúveis do Brasil e os fosfatos reativos importados, notadamente, do Marrocos. O potássio é massivamente importado da Rússia, Canadá, Bielorrúsia, entre outros, um número limitado de países que detêm as maiores jazidas e reservas

de K, por isso, a maioria dos fertilizantes potássicos utilizados no país depende da importação de países que detêm as jazidas de silvita e silvinita.

Nesse cenário de forte dependência de minérios e de fertilizantes importados de outros países, o Brasil consolida-se como um dos grandes *players* mundiais na produção de alimentos (soja, milho e algodão), proteína animal (aves, suínos e bovinos), etanol, celulose e de outras *commodities* agrícolas, como o açúcar e café. O país tem terra e tecnologia para aumentar a produtividade nas áreas já cultivadas. Assim, há muito potencial para ampliar o uso de fertilizantes nas lavouras, dado que, nos últimos anos, estão sendo recuperadas áreas de pastagens degradadas com a acelerada adoção do sistema integração lavoura-pecuária-floresta. Por tudo isso, existe a perspectiva de o país se consolidar com o maior produtor mundial de proteína vegetal e animal, à base de soja, milho e de pasto melhorado e de forragens de alto valor nutricional.

Na condição de maior produtor e exportador mundial de café, muito adubo é utilizado nos cafezais, que na safra 2020/2021 produziram cerca de 60 milhões de sacas de café, sendo dois terços da produção de café exportados. Nos cafezais, o aumento da produtividade e a maior busca por cafés especiais pressionam os agricultores para o uso mais intensivo de tecnologias, com maior demanda por adubos de elevada eficiência agronômica. Além disso, o país é grande produtor de etanol e açúcar, e de derivados da cana-de-açúcar em novos processos industriais, como o de produção de etanol de segunda geração (E2G). A agroindústria da cana-de-açúcar utiliza um grande volume de fertilizantes minerais, contudo, também faz uso eficiente dos resíduos gerados em sua cadeia produtiva, como fonte de nutrientes, condicionador de solo e matéria-prima para a produção de fertilizantes organominerais.

Diante desse cenário de um agronegócio mais forte e rentável, que gera riqueza e renda, o setor de fertilizantes acelera o passo para atender à demanda qualificada de fertilizantes que existe e que, certamente, será ampliada nos próximos anos. A inciativa do governo brasileiro de criar o Plano Nacional de Fertilizantes por meio do decreto 10.605, de 22 de janeiro de 2021 (Brasil, 2021), é sinal claro da estratégia que será adotada nos próximos anos para aumentar o nível tecnológico nas indústrias do setor, bem como a oferta de fertilizantes no país. Por isso, o Plano Nacional de Fertilizantes tem como missão ampliar a produção e a oferta de fertilizantes e diminuir a importação de matérias-primas e adubos, que é maciça no Brasil, para aumentar a competitividade do agronegócio brasileiro no mercado exterior. Atualmente, o Brasil importa a maioria dos fertilizantes NPK que consome, notadamente para a adubação das lavouras de soja, milho, café e cana-de-açúcar, além de outros grãos.

No Plano Nacional de Fertilizantes, há espaço para o aproveitamento de resíduos orgânicos na síntese de fertilizantes. Os resíduos orgânicos são fontes de nutrientes, energia, possuem substâncias húmicas quando são submetidos à compostagem, além disso, contêm uma série de outros compostos, como proteínas e aminoácidos, enfim, matérias-primas valiosas que podem ser utilizadas em novas rotas de síntese de fertilizantes. Quando misturados aos fertilizantes minerais solúveis, os resíduos orgânicos estabilizados dão origem aos fertilizantes organominerais. De fato, a produção de fertilizantes organominerais demanda etapas que antecedem a mistura ora mencionada, na medida em que deve haver fusão dos componentes minerais e orgânicos na sínteses dos organominerais, com formação de complexos organometálicos, adsorção de nutrientes nas cargas de matriz orgânica, co-precipitação, clivagem química de substâncias húmicas para produção de metabólitos mais bioativos e funcionalização de matrizes carbonizadas, para que elas possam reter e fornecer adequadamente nutrientes às plantas.

Para ser fertilizante organomineral, deve haver fusão das fases mineral e orgânica que compõem o adubo, numa sinergia de vários componentes do adubo para a realização de uma tarefa complexa ou função, ou seja, nutrir e, ao mesmo tempo, aumentar a eficiência de uso de nutrientes pelas culturas. Quando se tem a associação de vários metabólitos, compostos orgânicos e formas de nutriente numa mesma matriz, o resultado da fusão determina que o papel e as funções do todo (adubo organomineral) é superior aos das partes (adubos minerais e resíduos orgânicos) que lhe deram origem, comparado ao papel isolado das frações mineral e orgânica em suprir de modo individualizado nutrientes às culturas. Os fertilizantes organominerais podem, a nível de campo, superar em eficiência agronômica dos adubos que lhe deram origem, pois, potencialmente, tem a função de disponibilizar nutrientes de modo gradual, no tempo e quantidade requeridos pelas culturas.

Os fertilizantes organominerais são importantes fontes de nutrientes para as plantas, dado que à matriz mineral de nutrientes estão associadas compostos orgânicos estabilizados que podem conferir maior eficiência de uso ao N, P e K e de alguns micronutrientes. Além disso, a matriz orgânica do fertilizante organomineral contêm nutrientes que, ao serem mineralizados, são disponibilizados às plantas. Os fertilizantes organominerais diferem dos adubos minerais quanto ao teor de nutrientes e velocidade de liberação de N, P e S presentes em suas matrizes orgânicas, mas o K tem cinética de liberação que, geralmente, se assemelha à de fontes minerais de elevada eficiência agronômica. Nos adubos minerais solúveis, os nutrientes são liberados de imediato às plantas, podendo, em sequência, haver forte interação do nutriente

com os componentes do solo, a ponto de alguns nutrientes se tornarem pouco disponíveis às culturas, como é o caso do P, que é adsorvido em solos tropicais por ligações de alta energia, processo que, com o tempo, resulta na fixação de fosfato em solos tropicais (Fink et al., 2016).

Nos adubos orgânicos não estabilizados são menores os teores de nutrientes e variável a composição química, teor de cinzas e água, o que interfere na padronização e composição elementar, além de onerar o custo do transporte. Tudo isso implica em menor valor agronômico e comercial dos adubos orgânicos. Além disso, para suprir doses equivalentes de NPK, são aplicadas doses elevadas de adubos orgânicos. Se o teor de água é elevado, é baixa a concentração de nutrientes no adubo orgânico, por isso, o uso de adubos orgânicos é limitado às lavouras mais próximas do local de geração do resíduo orgânico. Isso explica o fato de adubos líquidos orgânicos terem o seu uso restrito às lavouras mais próximas de lagoas de fermentação, biodigestores e estações de tratamento de esgoto. A vinhaça ilustra bem essa situação, dado que seu uso está restrito a canaviais próximos das usinas. Mesmo assim, a vinhaça é fonte importante de K para a adubação de lavouras de cana-de-açúcar. Os adubos orgânicos e os resíduos orgânicos, em geral, precisam ser enriquecidos em NPK, para dar origem aos fertilizantes organominerais, que podem ser comercializados em diferentes regiões do país, para diferentes lavouras.

Para ser utilizado na síntese de fertilizantes organominerais, o resíduo orgânico precisa ser estabilizado química e biologicamente, para atender à legislação e diminuir a carga de patógenos que podem causar doenças ao homem e animais. Além disso, não podem poluir ou alterar os atributos do solo para níveis além dos requeridos pelas culturas, notadamente o pH, condutividade elétrica (CE), teores sódio, sais, metais pesados, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, haletos orgânicos de cloro e bromo. Ao serem humificados, os resíduos orgânicos diminuem a sua massa, em função do fluxo de CO_2 e de outros compostos voláteis para o ar durante a compostagem, contudo, são enriquecidos em substâncias húmicas e, conforme a composição da mistura compostada, podem ser enriquecidos em P, K e alguns micronutrientes. Ao término da compostagem, invariavelmente, há menor teor de N no composto do que na mistura que lhe deu origem. Mesmo assim, a matriz humificada é a matéria-prima mais adequada para a síntese de fertilizantes organominerais, muito embora não seja a fonte exclusiva. De acordo com a IN 25-2009 do MAPA, os fertilizantes organominerais precisam ter pelo menos 8% de C, 8 $cmol_c\ kg^{-1}$ de capacidade de troca de cátions (CTC a pH 7) e teor de água de, no máximo, 30% (Brasil, 2009). Além disso, resíduos com maior potencial de poluição do solo e das plantas com metais pesados e patógenos precisam atender às normas

vigentes para o uso agrícola, notadamente os produzidos a partir de composto de lixo e de lodo de esgoto, e os oriundos de sistemas intensivos de produção animal, que podem conter proteínas (príons) modificadas que causam doenças aos animais e ao homem.

Os resíduos mais nobres, como os estercos de aves e de suínos, precisam ser estabilizados por compostagem, biodigestão ou pirólise e, menos frequentemente, por calcinação, com produção simultânea de cinzas. Após a estabilização, os resíduos orgânicos podem ser utilizados como matérias-primas para a produção de fertilizante organominerais. A ciclagem correta de nutrientes e energia nos resíduos orgânicos cria a matéria-prima básica para produzir adubos orgânicos e para a síntese, nas indústrias, de fertilizantes organominerais.

Os fertilizantes organominerais diferem dos adubos orgânicos por possuírem maior concentração de nutrientes e compostos orgânicos bioativos, sais e nutrientes prontamente solúveis (matriz mineral) ou disponibilizados a médio e a longo prazos (matriz orgânica). Por isso, a mistura de fertilizantes minerais com matrizes orgânicas estabilizadas quimicamente é tão indicada na síntese de fertilizantes organominerais, podendo esta mistura ser realizada previamente ou posteriormente à síntese dos adubos, mas há necessidade de a matriz orgânica ser estabilizada quimicamente, além de ser isenta de patógenos. Os fertilizantes organominerais também diferem dos adubos minerais em função da matriz humificada que atua como condicionadora de importantes propriedades do solo, velocidade diferenciada de liberação de K e taxa de mineralização de nutrientes (N, P e S) que varia de um adubo para outro, dependendo do grau de humificação da matriz orgânica. Dessa forma, podem atender, de modo mais sincronizado e gradual, à demanda nutricional das culturas em suas fases de maior crescimento.

Os micronutrientes presentes na matriz dos fertilizantes organominerais podem atender parte da demanda nutricional das plantas. Além disso, a matéria orgânica humificada, ou seja, a fase do fertilizante organomineral rica em substâncias húmicas, tem bioatividade sobre as plantas, por estimular a proliferação de raízes, o crescimento e a produtividade das culturas (Justi et al., 2019; Nardi et al., 2021). Além disso, na matriz de alguns compostos (produto da compostagem) e de biofertilizantes, há aminoácidos, proteínas e agentes complexantes de metais e outros compostos orgânicos, como substâncias húmicas, que tem bioatividade sobre as plantas e aumentam a proliferação do sistema radicular, a absorção e a eficiência de uso de nutrientes pelas plantas (Jindo et al., 2012; Rose et al., 2014; Nardi et al., 2021).

A síntese de fertilizantes organominerais também é importante devido ao fato de adubos orgânicos não poderem suprir nutrientes de modo balanceado, a ponto de atender, de modo equilibrado, ao requerimento nutricional da maioria das culturas. A relação N:P_2O_5 varia de um adubo orgânico para outro, mas, no caso específico de estercos de aves, o cálculo da dose de adubo orgânico, tendo como base o teor de N no esterco, pode fazer com que o P seja adicionado em excesso ao solo, causando poluição e eutrofização de cursos de água (Sharpley, 1999). Nos fertilizantes organominerais é mais previsível a taxa de liberação de nutrientes, com garantia dos teores de nutrientes no fertilizante e as concentrações de nutrientes podem ser balanceadas para atender à demanda nutricional das plantas. Assim, os fertilizantes organominerais se caracterizam pela presença de dois grupos de nutrientes, um associado à matriz orgânica e outro à fase inorgânica, que contém nutrientes prontamente solúveis e disponíveis. As duas fases possuem velocidades diferenciadas de liberação de nutrientes às plantas, de modo que a taxas de decomposição e de mineralização de compostos orgânicos é que regulam a disponibilidade de N, P e S no sistema solo-planta, ao passo que o K é mais facilmente liberado, por não fazer parte da estrutura de compostos orgânicos. Entretanto, dependendo do material orgânico utilizado na produção dos fertilizantes organominerais, a liberação de K pode se mostrar dependente da CTC de compostos associados à matriz orgânica dos fertilizantes organominerais.

Os fertilizantes organominerais são comercializados na forma de pó, grânulos e peletizado e utilizados na adubação de culturas perenes, frutíferas, cana-de-açúcar, café, grãos, entre outras. Mesmo assim, é urgente conduzir pesquisas para culturas de grãos, com aplicação de fertilizante organomineral granulado ou peletizado. Por se tratar de uma tecnologia relativamente nova e pouco explorada, muitas recomendações e informações estão baseadas em índices de liberação de nutrientes estabelecidos para fertilizantes minerais ou orgânicos, que não representam a cinética de liberação de nutrientes dos adubos organominerais. Essa base agronômica aperfeiçoada pode aumentar o valor comercial dos fertilizantes organominerais, permitindo o seu uso em larga escala para diferentes culturas e sistemas de produção. É preciso avaliar se a matriz orgânica dos fertilizantes organominerais, depois de sucessivas aplicações, interfere na estrutura do solo, altera a CTC do solo, aumenta a retenção de água e condiciona as atividades da biota do solo, pelo menos na faixa de solo sob influência do adubo organomineral. Além de elucidar o papel dos fertilizantes organominerais em nutrir as culturas, é relevante avaliar se o uso continuado dessas matrizes é capaz de condicionar propriedades do solo.

É mais comum que os fertilizantes organominerais sejam produzidos a partir da compostagem de resíduos orgânicos ou em função da mistura de compostos humificados com ureia, KCl, MAP e rochas fosfatadas de baixa solubilidade, muito embora não haja evidências de que o processo de compostagem seja efetivo em solubilizar a apatita (Maluf et al., 2018). Além da compostagem, é preciso avaliar a eficiência dos processos de fermentação e biodigestão, bem como de pirólise na síntese de fertilizantes organominerais de elevado valor agronômico. Os processos de fermentação e de biodigestão, apesar de pouco utilizados, podem produzir matérias-primas e caldas húmicas adequadas para a síntese de fertilizantes organominerais e de biofertilizantes. Por isso, é preciso estudar os vários aspectos ligados à síntese de fertilizantes organominerais, que incluem processos e rotas de síntese, determinação do valor agronômico e dos teores totais e disponíveis de nutrientes, cinética de liberação de nutrientes e a resposta das culturas ao uso desses fertilizantes após sucessivas aplicações. Tudo isso fornecerá a base agronômica para recomendar os fertilizantes organominerais, além de propiciar a avaliação do potencial desta classe de fertilizantes em atuar, simultaneamente, como fonte de nutrientes e condicionador de importantes funções, propriedades e processos do solo, como adsorção de nutrientes, retenção de água e manutenção da biota do solo, entre outros.

Neste capítulo são apresentados e discutidos tópicos relacionados ao histórico de uso, processos, rotas de síntese, caracterização, propriedades e os resíduos orgânicos e matérias-primas disponíveis no Brasil para a produção de fertilizantes organominerais. São discutidas, também, as propriedades e a eficiência agronômica dos fertilizantes organominerais para culturas anuais e perenes.

Resíduos e a matriz orgânica dos fertilizantes organominerais

Plantas de processamento de lixo e estações de tratamento de esgoto estão em operação em diversas cidades brasileiras. Entretanto, há necessidade de se coletar e tratar esses resíduos de uma população com cerca de 214 milhões de habitantes, que gerará um considerável volume de resíduos orgânicos potencialmente utilizáveis na agricultura do Brasil. No país, com as diversificadas cadeias de produção de bens e serviços, é natural que seja robusta a produção de resíduos que podem ser utilizados na manufatura de fertilizantes. Há, em maior ou menor quantidade, nutrientes em diferentes formas, composição e com variada suscetibilidade à decomposição, mas há também poluentes nos dejetos e subprodutos mais tóxicos, notadamente metais pesados, compostos aromáticos (PAHs) de longa persistência no ambiente e patógenos humanos (Silva, 2008).

Na síntese de fertilizantes, os resíduos orgânicos com maior potencial de uso são aqueles processados, estabilizados química e biologicamente, ricos em nutrientes e com níveis de contaminantes que atendam às normas e legislações brasileiras. Existem, em toda a cadeia de produção de resíduos orgânicos do Brasil, matrizes que atendem a todos esses requisitos (Silva, 2008; Ferreira-Leitão et al., 2010), o que explica o uso mais intensivo de resíduos orgânicos na produção de fertilizantes organominerais. O potencial de uso de resíduos do processamento da cana-de-açúcar, milho, mandioca, trigo, arroz, citros, café, coco, resíduos de pastagens e de plantios florestais depende de arranjos locais de produção, custo de transporte e de aplicação, concentração de nutrientes, teor de água e quantidade de contaminantes (Silva, 2008; Ferreira-Leitão et al., 2010). Também o uso de resíduos da produção animal, como os estercos de suínos, bovinos e aves, depende desses fatores e demandam parecer técnico e jurídico para serem utilizados como matérias-primas para a produção de fertilizantes.

Na agroindústria da cana-de-açúcar são gerados resíduos diversificados que são utilizados na produção de adubos organominerais. A compostagem de bagaço de cana-de-açúcar com torta de filtro, em combinação com fontes mais ricas em potássio (vinhaça) e com rochas fosfatadas é um exemplo de sucesso. O efeito do uso combinado de torta de filtro com superfosfato triplo permite aumento da produção de cana-de-açúcar, bem como da melhoria na absorção de P, efeitos condicionados pelo tipo de solo (Borges et al., 2019). Existe, ainda, a possibilidade de se utilizar a vinhaça pastosa, que é mais concentrada em K e tem menor custo de transporte e pode ser aplicada em canaviais a distâncias maiores do local de produção da vinhaça líquida.

A utilização de rochas fosfatadas pouco reativas e de baixa solubilidade, por meio da compostagem com resíduos orgânicos, é assunto que demanda muita atenção, pois é menor a chance de a apatita ser solubilizada em pilhas de compostagem ricas em cálcio e com pH do composto na faixa alcalina (Maluf et al., 2018). Entretanto, para fertilizantes fosfatados solúveis, a compostagem se mostra benéfica, reduzindo a quantidade de nutrientes solúveis e prontamente disponíveis às plantas, sem, contudo, diminuir a disponibilidade de nutrientes no solo ao longo de todo ciclo de cultivo; isso se dá porque parte dos nutrientes solúveis dos fertilizantes minerais são ligados à matriz orgânica, o que assegura uma liberação mais gradual de nutrientes às plantas (Maluf et al., 2018).

O uso de lodo de esgoto é outra fonte de material compostado, portanto, material humificado que pode ser utilizado na produção de fertilizantes organominerais. O uso de lodo de esgoto implica em observância da resolução do CONAMA Nº 498, de 19 de agosto de 2020 (Brasil, 2020) que regula o

seu uso agrícola. Além disso, tem a possibilidade de registro do fertilizante produzido junto ao MAPA. Os lodos indicados são aqueles cujos teores de metais pesados, poluentes e carga de patógenos atendem à resolução Nº 498 do CONAMA (Brasil, 2020) ou às leis de estados e municípios mais rígidas do que a norma federal.

Nem todo resíduo orgânico pode ser utilizado em processos fabris de síntese de fertilizantes organominerais, dado que vários aspectos precisam ser analisados antes de se optar pelo uso de um dado resíduo orgânico na sua síntese, entre eles: quantidade disponível, sazonalidade na oferta do resíduo, preço do resíduo, concentração de nutrientes, grau de estabilidade química da matriz orgânica, possibilidade da matriz ser compostada, custo do transporte e das operações de mistura, envase e comercialização, teor de água da matriz, potencial poluente, risco de desbalanços nutricionais nas lavouras em que os resíduos orgânicos serão utilizados e, principalmente, capacidade do resíduo disponibilizar nutrientes no fertilizante organomineral, em vez de imobilizar formas solúveis de nutrientes adicionadas pelos adubos minerais.

Os resíduos orgânicos são caracterizados por conterem um ou mais nutrientes de plantas, mas, em geral, eles são fontes de N e K, além de conterem, em menores concentrações, P, S e micronutrientes e, em alguns casos, teores elevados de Ca e de carbonatos, o que pode elevar o pH do solo com o uso contínuo. Os fertilizantes organominerais são as misturas de fontes orgânicas (resíduos da pós-colheita, compostos humificados, biocarvão, lodos de lagoas ou de biodigestores e outros) com adubos minerais, com o uso de rotas variadas de síntese.

Há ainda resíduos diversificados de várias agroindústrias, certamente, os da cadeia de produção de etanol e açúcar são os mais utilizados. Na cadeia de produção de cana-de-açúcar e de seus produtos derivados há geração de cinzas, bagaço de cana e torta de filtro que podem ser utilizadas na formulação de fertilizantes organominerais, desde que misturadas a fontes complementares de nutrientes solúveis presentes em adubos minerais. Nessa cadeia, também, é produzida a vinhaça *in natura* e, mais recentemente, a vinhaça pastosa, que é fonte de K e pode ser empregada na produção de organominerais. Outra possibilidade é a compostagem com fosfato pouco reativo e de resíduos ricos em K com os resíduos da cadeia de produção de etanol e de açúcar, mas a eficiência agronômica das formas de P disponíveis no composto é baixa, dado que são produzidas espécies químicas de P precipitado a cálcio pouco solúvel. Detalhes sobre o potencial de uso de biocarvão e lodo de esgoto na agricultura podem ser obtidos nos capítulos 14 e 17 deste livro.

Os fertilizantes orgânicos diferem dos resíduos que lhe deram origem em razão da estabilidade química e grau de humificação, em função da compostagem e fermentação. Contudo, devem possuir concentração de nutrientes e garantias de teores de C, água e CTC exigidos pela instrução normativa Nº 25 do SDA-MAPA (Brasil, 2009). Nem todo resíduo orgânico é um fertilizante. Para ser fertilizante, o resíduo tem que atender à instrução normativa Nº 25 do MAPA (Brasil, 2009), além de ser seguro para o uso agrícola, pois não pode conter patógenos, metais pesados e poluentes aromáticos persistentes na natureza, que poderiam contaminar o solo, planta, ar e os alimentos. No capítulo 15 são apresentadas as exigências do MAPA para registro de fertilizantes orgânicos e organominerais.

O preparo, a escolha de rotas de síntese e de estabilização de fertilizantes orgânicos e de fertilizantes organominerais demandam o estudo dos resíduos orgânicos em geral, principalmente dos mais adequados e disponíveis no Brasil. Os resíduos orgânicos diferem um dos outros em função da origem, composição elementar, pH, condutividade elétrica, teor de água, concentração de nutrientes (NPK, principalmente), natureza química da matriz orgânica, quantidade disponível e localização geográfica. Os resíduos precisam ser estudados no sentido de que, ao serem processados e estabilizados, atendam às normas que caracterizam os fertilizantes organominerais. Além disso, é preciso identificar os resíduos orgânicos com maior potencial para a criação de novas rotas de síntese de fertilizantes orgânicos.

Por ser um país com parque industrial diversificado, com muitas cadeias de produção de alimentos e agroindústrias, há, no Brasil, uma grande diversidade de resíduos orgânicos que podem ser utilizados para a síntese de fertilizantes organominerais. Os fertilizantes orgânicos gerados podem ser misturados com adubos minerais solúveis para gerar novos fertilizantes organominerais com eficiência agronômica similar ou até superior à dos adubos orgânicos e minerais utilizados de modo isolado. São rotas promissoras de síntese de novos fertilizantes que podem ajudar a alcançar os objetivos delineados no Plano Nacional de Fertilizantes. Se isso for alcançado, mais resíduos orgânicos serão reciclados e a produção local de fertilizantes será incrementada, diminuindo a dependência de insumos do exterior. Além disso, aumenta-se, em nível regional, a oferta de fertilizantes com potencial de atender à demanda nutricional das culturas implantadas em diferentes lavouras do país. Como vantagem adicional, ocorre uma diminuição da poluição da água e do solo pelos resíduos inadequadamente dispostos no ambiente.

Para serem reciclados e utilizados em larga escala, é preciso identificar os resíduos orgânicos disponíveis, estudar a sua composição química e a viabilidade técnico-financeira de sua utilização no setor de fertilizantes, pois, a partir da correta caracterização dos resíduos orgânicos, é possível formular e utilizar estratégias para incorporar fontes minerais a matrizes orgânicas disponíveis no Brasil. Em sequência, é preciso identificar as práticas de processamento, os processos de estabilização da matriz orgânica (compostagem, pirólise, calcinação e biodigestão), a separação, a padronização e a caraterização das matérias-primas, para atender a legislação do MAPA.

Processos e rotas de síntese de fertilizantes organominerais

Nos estudos de processos e de rotas de síntese de fertilizantes organominerais é preciso considerar o pH, a concentração de nutrientes, as formas de nutrientes, a natureza química e as fontes minerais de nutrientes que serão utilizadas na síntese, pois esta etapa será fundamental para determinar o valor agronômico dos fertilizantes organominerais produzidos. É preciso destacar que os fertilizantes organominerais são misturas de fontes minerais de nutrientes com matrizes orgânicas que, quase sempre, são estabilizadas quimicamente, humificadas, contêm agentes quelatizantes e compostos orgânicos diversificados que possuem grupamentos funcionais químicos capazes de complexar metais catiônicos e ânions, como o fosfato, em pontes com cátions (Erro et al., 2012). Além disso, os fertilizantes organominerais podem ser formulados a partir de matrizes carbonizadas produzidas em câmaras de pirólise, que produz biocarvão, cuja composição elementar, estrutura e propriedades são fortemente reguladas pela qualidade da biomassa, temperatura e tempo de pirólise e gás carreador na câmara de pirolise (Domingues et al., 2017). No Brasil, um grande número de biomassa está disponível para a produção de biocarvões, desde as mais pobres em nutrientes e mais lignificadas, oriundas de florestas plantadas (serragem e casca de pinus), até os resíduos mais nobres, portanto, com maiores teores de N, P, K e micronutrientes, como os estercos de sistemas intensivos de produção aves e suínos (Silva, 2008; Domingues et al., 2017). Além disso, é possível utilizar lodos de biodigestores, resíduos de fermentação de agroindústrias e matrizes orgânicas ainda pouco exploradas na indústria de fertilizantes, como os compostos derivados de grafeno, nanotubos de carbono e nanocompostos de origens variadas. É possível sintetizar fertilizantes organominerais a partir de substâncias húmicas em misturas com adubos minerais, notadamente com fosfatos solúveis e acidulados na indústria. Na Figura 1 são mostrados, de modo simplificado, alguns processos e rotas utilizados na produção de fertilizantes organominerais.

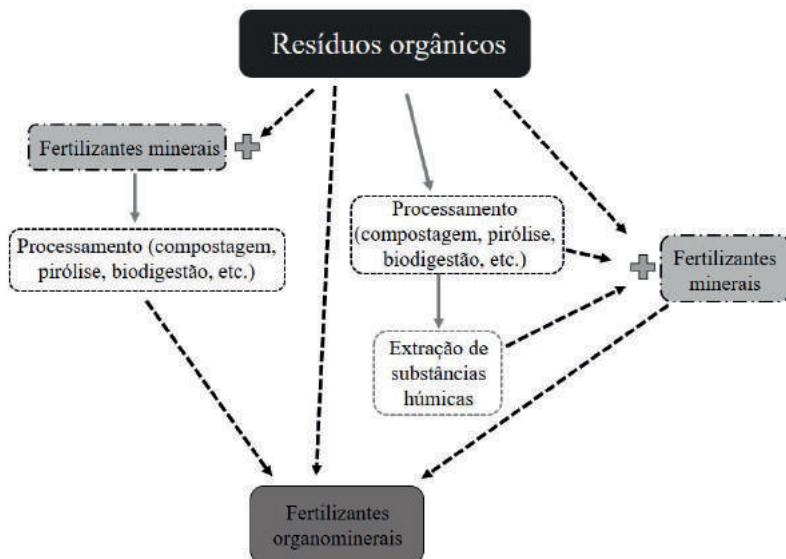



Figura 1. Esquema resumido de potenciais processos e rotas de produção de fertilizantes organominerais.

A diversidade de fontes de compostos orgânicos amplia as opções e determina um número elevado de rotas que potencialmente poderiam ser utilizadas na síntese de fertilizantes organominerais. Um ponto que merece atenção é o ligado ao fato de que os resíduos orgânicos podem conter compostos tóxicos, contaminantes, metais pesados, derivados de benzeno de longa persistência no ambiente, e compostos como dioxina, que bioacumulam nos seres vivos, por isso, os princípios relacionados com a biossegurança na síntese de fertilizantes organominerais precisam ser obedecidos e a legislação e as normas ambientais e de segurança alimentar estritamente seguidas.

A compostagem é o processo mais utilizado no preparo de matrizes orgânicas para a síntese de fertilizantes organominerais. Ao longo da compostagem, os compostos orgânicos são decompostos por microrganismos mesofílicos e termofílicos que habitam as pilhas de compostagem. No processo de compostagem ocorre uma série de reações e processos bioquímicos que alteram a composição química do produto final, o composto. O envolvimento de macro e microrganismos no processo de compostagem determina que a atividade dos decompositores é controlada por fatores (bióticos e abióticos) variados, que incluem a difusão de oxigênio nas leiras compostadas, pH da mistura, composição inicial do material em decomposição, teor de nutrientes, notadamente de N, quantidade e tipos de classes de macromoléculas que

compõem as misturas sob efeito da compostagem, teor de água e fatores ligados à máxima atividade de decompositores que regula a velocidade da compostagem (Silva, 2008). Quando o material a ser compostado é ácido, o pH da mistura pode ser alterado pela adição de carbonatos, mas é mais difícil acidificar (pela falta de caldas **á**cidas a baixo custo) o adubo quando a mistura compostada apresenta pH na faixa alcalina. A faixa ideal de pH para plena compostagem situa-se entre 5,8-6,2 (Silva, 2008). Além do controle do pH para otimizar a compostagem, é necessário controlar a disponibilidade de Ca e Mg na pilha de compostagem, pois esses cátions controlam as atividades de microrganismos, notadamente das bactérias.

O uso de calcário nas leiras de compostagem é a prática mais barata para controlar o pH e os níveis de Ca e Mg do material em decomposição. A mineralização de nutrientes e a humificação, processos inerentes à compostagem, também são controlados pelo grau de aeração da pilha de compostagem. Portanto, o controle da concentração e a plena difusão de O_2 nas leiras compostadas é indispensável. O revolvimento das pilhas de compostagem, a injeção de O_2 em compostagem por pilhas estáticas e o uso de materiais mais grosseiros (cavacos de eucalipto, de pneus e garrafas PET) para aumentar a difusão de ar nas pilhas de compostagem são outras estratégias adotadas em plantas de compostagem de larga escala, notadamente as conexas às estações de processamento de lixo de grandes centros urbanos (Box 1). A bem da verdade, a difusão de O_2 depende da disponibilidade de água, de modo que a aeração está diretamente relacionada ao teor de água do material em decomposição. O rigor técnico e a otimização dos fatores que controlam a velocidade da compostagem são etapas cruciais para acelerar o processo, produzir composto rico em N e nutrientes e matérias-primas aptas ao uso na síntese de fertilizantes organominerais.

Os compostos que produzem os fertilizantes organominerais de maior eficiência agronômica são os que possuem elevado grau de humificação com maior presença de substâncias húmicas que atuam na complexa**ção** de nutrientes, a ponto de não os imobilizar e de prejudicar a nutrição da cultura adubada. Além disso, é preciso reter e evitar, durante a compostagem, perdas de nutrientes mais suscetíveis à volatilização, notadamente o N, que é volatilizado na forma de amônia (NH_3). Sobre o controle das perdas de N durante a compostagem, é necessário assegurar a produção de composto mais ricos em N, visando consumir menos adubo nitrogenado mineral na formulação do fertilizante organomineral. A relação C:N, a relação N:lignina, o teor de N na mistura compostada, o pH do material em decomposição e o grau de aeração da pilha de compostagem são os fatores que controlam as quantidades

Box1. Composto à base de lixo urbano

Em média, cada pessoa, no Brasil, produz 1,2 kg dia de lixo, sendo de 40% - 60% desse lixo matriz orgânica que pode ser compostada, portanto, matéria-prima para a produção de composto de lixo. Essa é somente uma das rotas para se produzir mais matriz orgânica humificada para a síntese de adubos organominerais, notadamente em grandes centros urbanos, como a grande São Paulo e a região metropolitana da cidade do Rio de Janeiro, somente para citar as duas maiores cidades do Brasil. Entretanto, a matriz orgânica do lixo necessita ser corretamente separada das matérias-primas que podem ser recicladas, como vidro, metal, plásticos, papelão e papel, e devidamente compostada para obter um composto isento de metais, patógenos, derivados de benzeno tóxicos, portanto, matriz orgânica que pode ser também utilizada na produção de fertilizantes organominerais. Além do composto de lixo, é possível utilizar composto produzido a partir da matriz sólida compostada do lodo de esgoto, desde que atendam às legislações vigentes. A produção de resíduos sólidos no Brasil é de cerca de 79 milhões de toneladas por ano, e uma fração (45,3%) considerável do lixo é composta por restos de alimentos, resíduos vegetais e de podas e resíduos da indústria da madeira, ou seja, é matéria orgânica que pode ser compostada (ABRELPE, 2020). Segundo dados do Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil (ABRELPE, 2020), cada habitante do Brasil produz, em média, cerca de 1 kg dia^{-1} de lixo. A título de exemplo, somente nas regiões metropolitanas das cidades do Rio de Janeiro e de São Paulo, com cerca de 38 milhões de habitantes, são produzidas diariamente cerca de 38 mil toneladas de lixo, o que implica na geração de cerca de 17 mil toneladas de matéria orgânica. Se toda a matriz orgânica gerada nesses dois grandes centros de aglomeração da população do Brasil fosse destinada e processada em campos de compostagem certificados, seria possível gerar cerca de 8,5 mil toneladas de composto dia^{-1}, considerando uma perda média de 50% de massa do material compostado. Isento de metais e outros poluentes, essa produção de composto poderia ter, entre outros destinos, o uso na indústria de fertilizantes.

de N que serão volatilizadas ao longo da compostagem (Silva, 2008). Na co-compostagem com biocarvão, devido às suas propriedades em reter amônia e mitigar perdas de N_2O do material compostado, o biocarvão pode reter N, reduzir emissões de N_2O e propiciar maior teor de N no composto final (Silva, 2008; Dias et al., 2010). Além disso, em materiais mais pobres em nutrientes, é preciso enriquecer a mistura compostada com P e gesso agrícola, pois esses insumos asseguram maior retenção de N no composto final.

As rotas de síntese de fertilizantes organominerais são diversificadas, mas algumas premissas permanecem inalteradas, independentemente da estequiometria das misturas, das fontes minerais de nutrientes e da matriz orgânica utilizada na sua formulação. A primeira premissa é a de que é mais fácil sintetizar fertilizantes organominerais à base de adubo potássico, pois o K pouco interage com a matriz orgânica, sendo facilmente disponibilizado para as plantas, além de não ser volatilizado durante a compostagem. As fontes minerais de K são importadas, tem custo elevado e precisam ser utilizadas com a máxima eficiência no Brasil, de modo que a matriz orgânica

pode auxiliar em sua retenção, pois contém cargas negativas que adsorvem o íon K^+. Outra premissa é a de que há sinergia do P-fosfato solúvel com a matriz orgânica, a ponto de o P complexado em substâncias húmicas ser liberado de modo mais gradual na solução do solo, por isso, pode ser menos fixado em solos tropicais. Além disso, a presença de ligantes orgânicos na matriz de adubos organominerais pode bloquear sítios de fixação de fosfato no solo (Maluf et al., 2018).

A eficiência de uso de P pode ser maximizada por fertilizantes organominerais em função do estímulo de transportadores de P nas raízes, uma vez que os fertilizantes organominerais contêm substâncias húmicas capazes de estimular transportadores específicos de P (Jindo et al., 2016). O grande desafio que se coloca para a síntese de fertilizantes organominerais nitrogenados é de produzir misturas de elevada eficiência agronômica, ao se misturar compostos, substâncias húmicas, biocarvão ou lodos de fermentação com fertilizantes nitrogenados solúveis. Essas misturas demandam condições ideais de mistura de reagentes (estequiometria), controle de pH da mistura, teor de água e fonte de N misturada, para que o N-fertilizante mineral prontamente disponível e solúvel não seja imobilizado na matriz orgânica do fertilizante organomineral. Como se não bastasse, antes da mistura com fontes minerais de N, o N orgânico de material compostado é facilmente perdido por volatilização, o mesmo se aplica à pirólise, compostagem e biodigestão, de modo que o empobrecimento da matriz orgânica em N demanda mais N da fonte mineral, para que o adubo organomineral contenha teores adequados e disponíveis do nutriente.

Os fertilizantes organominerais demandam processos mais sofisticados e caros de síntese, pois os adubos minerais são misturados às matrizes orgânicas estabilizadas, oriundas da compostagem, pirólise e biodigestão, ou da calcinação, ao se utilizar cinzas. Na síntese de fertilizantes organominerais, para aumentar o rendimento, incrementar o teor de nutrientes, utilizar menos adubo mineral e proteger nutrientes por processos de complexação, quelatilização e coprecipitação, vários processos precisam ser estudados e otimizados. O K é o nutriente mais adequado para formular fertilizantes organominerais, pois ele interage fracamente com a matriz orgânica de fertilizantes organominerais, portanto, não é imobilizado na matriz orgânica. O N mineral de fertilizantes solúveis pode ser imobilizado na estrutura de compostos orgânicos, com prejuízos para a nutrição das culturas, dado que a taxa de mineralização de N pode não estar sincronizada com as fases de maior requerimento nutricional das culturas. A justificativa para a mistura de P-fertilizante com matrizes orgânicas é a de que o fosfato, na condição tropical, não pode interagir com coloides e componentes da faze mineral de solos tropicais, sob pena de ser fixado. Um ponto pouco estudado é o ligado à

capacidade dos fertilizantes organominerais em liberar, disponibilizar e formar complexos organometálicos mais solúveis, de menor estabilidade química. Por isso, é preciso avaliar as propriedades dos complexos formados em função da interação metal-material húmico ou metal-biocarvão, e a solubilidade química e solubilidade de complexos húmicos-micronutrientes, que se mostra dependente das condições da síntese, metal analisado e propriedades dos complexos ácido fúlvico-micronutrientes (Boguta; Sokołowska, 2016; Santos et al., 2018).

Na síntese de fertilizantes organominerais podem ser utilizadas matrizes humificadas que são enriquecidas com adubos minerais contendo N, P e K e micronutrientes, por meio de diferentes rotas de fabricação. Assim, é possível, a partir de um material compostado, que é misturado à ureia, MAP e KCl, produzir fertilizantes organominerais de elevado valor agronômico. Do mesmo modo, a compostagem pode ser utilizada na solubilização parcial de rochas minerais menos reativas, como as rochas fosfatadas brasileiras, notadamente com baixo teor de P solúvel em água, ou, até mesmo, resíduos de pó de rocha e rochas com K pouco solúveis na forma de silicato de potássio (glauconita). A rota que mais se destaca na produção de fertilizantes organominerais, atualmente, é a que preconiza a mistura de compostos e de substâncias humificadas com adubos minerais de alta solubilidade. Na indústria, é comum a mistura de composto com fontes solúveis de N, P e K, além do uso de ácido húmico e de micronutrientes nos formulados NPK, notadamente a adição de boro e zinco.

Além da compostagem, mais recentemente, estão sendo testadas rotas de síntese de fertilizantes organominerais a partir de produtos da pirólise, como ou uso de biocarvão como matriz orgânica. As condições de pirólise e a biomassa são fatores determinantes da concentração e dos teores disponíveis de nutrientes no biocarvão (Domingues et al., 2017). Com o uso de altas temperaturas (>500 °C) são reduzidas as perdas de P e K durante a pirólise, mas a volatilização de compostos contendo N, S, H e O é elevada em temperaturas relativamente baixas (~200 °C), sendo esse um dos pontos que mais afetam a retenção de N no material pirolisado (Domingues et al., 2017; Silva, 2020). Diante desse quadro, é preciso adicionar N mineral ao biocarvão, em quantidades, proporcionalmente, maiores do que as misturadas com matrizes humificadas, para enriquecer o adubo organomineral com o nutriente. O controle da temperatura de pirólise e a escolha correta da biomassa são etapas importantes para a produção de fertilizantes organominerais à base de biocarvão, tudo isso para se evitar perdas de N, S e O e a presença de espécies químicas de P pouco solúveis nas matrizes carbonizadas (Silva, 2020), principalmente porque, dependendo da temperatura de pirolise, há formação de pirofosfato, uma forma de P pouco solúvel e de baixa disponibilidade às plantas (Xu et al., 2016).

A síntese de complexos à base de substâncias húmicas-micronutrientes foi estudada por Santos et al. (2018). Esses autores produziram fertilizantes com velocidades diferenciadas de liberação de Zn, Fe e Cu, sendo maior a liberação de micronutrientes quando o complexo foi sintetizado com ácido fúlvico em relação ao ácido húmico. A complexação de micronutrientes como o Zn, por moléculas húmicas, pode incrementar o teor desse nutriente na solução do solo em função da menor adsorção de Zn no solo e, ou, precipitação com outros aníons na solução – formação de precipitado de fosfato de zinco, além disso, esses complexos asseguram maior efeito residual de alguns micronutrientes (Morais et al., 2021a). A estabilidade química, a solubilidade e a velocidade de liberação de nutrientes dependem do tipo de complexo organometálico formado, e esses fatores regulam a eficiência agronômica de complexos à base de ácidos orgânicos, substâncias húmicas e de metais quelatizados por etileno diaminotetracético (EDTA) e ácido dietilentriaminopentaacético (DTPA) (García-Mina et al., 2004; Santos et al., 2018; Justi et al., 2021; Morais et al. 2021a).

A influência do pH (entre 6 e 9) e as bases químicas que determinam a estequiometria de reação na síntese do complexo húmico-metálico foram estudadas por García-Mina et al. (2004). Os nutrientes-foco do estudo foram o Cu, Zn e Fe, cujas estabilidades e solubilidades dos complexos formados se mostraram dependentes do pH e das proporções de substâncias húmicas e de metais utilizadas na síntese. Especificamente, a biodisponibilidade de Fe foi regulada pela estabilidade e solubilidade dos complexos formados. O trigo cultivado em solos ácidos com deficiência de Cu se mostrou mais responsivo ao uso de complexos de Cu-ácido húmico, ao passo que os complexos de Fe-ácido húmicos foram mais eficientes em nutrir plantas cultivadas em solos alcalinos (García-Mina et al., 2004).

Na síntese de complexos de Zn à base de substâncias húmicas, o pH, a concentração de Zn, a molécula húmica (ácido fúlvico ou ácido húmico) e a estequiometria das reações influenciaram a intensidade de interação molecular entre as moléculas húmicas e o Zn, determinando a estabilidade química e a solubilidade dos complexos organo-metálicos formados (Boguta; Sokołowska, 2016). Utilizando ácidos orgânicos na síntese de complexo organometálicos, Justi et al. (2021) verificaram que o número de coordenação (átomos vizinhos em contato com o radical orgânico), o tipo de ligante, a estequiometria das reações de síntese e a assinatura espectral em infravermelho da molécula orgânica determinaram a fração do metal complexada, e a estabilidade e a solubilidade dos complexox organometálicos sintetizados. Estudos como esse são relevantes para inferir potenciais aplicações agronômicas, determinar usos ambientais na

remediação e recuperação de solos contaminados com metais pesados, e o uso de complexo organometálicos e de matrizes orgânicas em filtros para despoluição de corpos hídricos. Assim, a liberação de Zn adsorvido em coloides do solo depende da concentração de ácidos húmicos, pH da solução e tipo de solo, e todos esses fatores regulam a complexação, precipitação, adsorção e teores de Zn na solução do solo (Güngör; Bekbölet, 2010).

A interação do K com ligantes orgânicos em fertilizantes organominerais é pouco estudada, pois, teoricamente, não existe K orgânico, ou seja, o K não faz parte da estrutura de compostos orgânicos, ao contrário do que ocorre para N, P e S, que participam e são imobilizados na estrutura de compostos orgânicos. Mesmo assim, há cargas na matriz orgânica dos fertilizantes organominerais e o K^+ pode se beneficiar desses sítios de adsorção, sendo, assim, potencialmente menos lixiviado em solo, pelos menos na zona de influência do fertilizante em solos com baixa CTC e reduzidos teores de matéria orgânica (Figura 2). Além desse efeito, após a pirolise, há redução da solubilidade da matriz carbonizada em água, o que reduz o K prontamente solúvel na solução do solo, o que implica em liberação mais gradual desse elemento. Mesmo assim, é importante frisar que o K, prevalentemente, faz parte da fase mineral de adubos organominerais, por isso pode estar presente na forma de sais solúveis na cinza de fertilizantes à base de biocarvão.

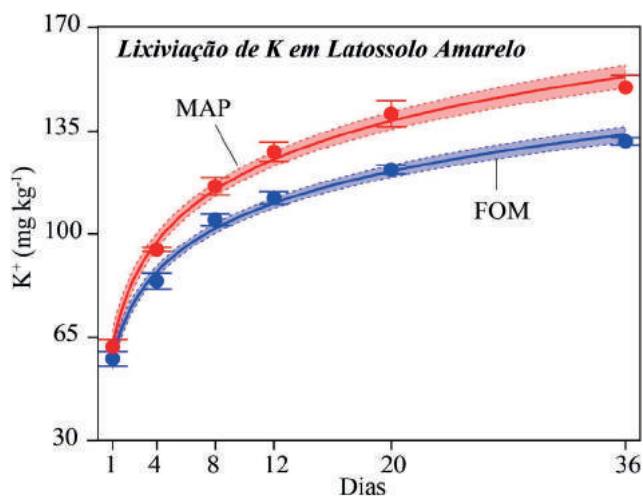



Figura 2. Liberação de potássio em função da mistura de fertilizante organomineral (FOM) produzido a partir da compostagem de casca de café, esterco de galinha e MAP, em relação à aplicação isolada de MAP + KCl (dados da tese do segundo autor em fase de publicação). A quantidade de K aplicada foi a mesma para os dois fertilizantes estudados.

Na região do solo sob influência do fertilizante organomineral, com o tempo e depois de sucessivas aplicações de adubo, pode haver aumento da CTC do solo, o que restringe a quantidade de K^+ que movimenta junto com a água que percola no perfil de solo. É improvável que aplicações únicas de adubo organomineral, em baixas doses, interfiram na capacidade do solo em reter água, CTC, sequestro de C no solo, mudanças na densidade global do solo, enfim, atue como condicionador do solo. No caso do K, não é correto referir-se ao processo de mineralização para explicar a disponibilização do nutriente, pois trata-se, tão somente, da liberação de K, que é disponibilizado às plantas a partir do momento em que barreiras físicas são rompidas, daí não se tratar de processo de mineralização.

No caso do nitrogênio, o termo mineralização é corretamente aplicado, pois há N-orgânico nos fertilizantes organominerais, de modo que o teor e as formas de N – mais lábeis ou menos suscetíveis à mineralização – determinam a capacidade do fertilizante organomineral em suprir N mineral às culturas, regulando a eficiência agronômica dos fertilizantes organominerais. Além disso, as fontes minerais – ureia, MAP, sulfato de amônio etc. – que enriquecem os fertilizantes organominerais em N interagem com a matriz orgânica humificada e com a carbonizada, no caso de fertilizantes organominerais à base de biocarvão. A intensidade dessa interação pode determinar perdas de N, conversão do N mineral a N-orgânico (imobilização), mudanças na taxa de nitrificação e suprimento de N – associado à matriz orgânica - que demanda um certo tempo para ser mineralizado no solo. Por isso, é preciso avaliar a disponibilidade de N nos fertilizantes organominerais, o que pode implicar em determinar não somente os teores totais de N, mas as formas do nutriente prevalentes na matriz orgânica – taxa de mineralização de N, além dos teores de N mineral prontamente disponível, pois esses são os índices que regulam a fração de mineralização e a capacidade dos fertilizantes organominerais em suprir N às culturas.

No caso do fósforo, a interação é plena com a matriz orgânica, e este é um dos nutrientes que mais se beneficia da presença de matrizes orgânicas como componente dos fertilizantes organominerais. O P, por meio de pontes com metais, interage com matrizes humificadas e os complexos formados são eficazes em nutrir as plantas e proteger o P de ser adsorvido ou precipitado no solo (Erro et al., 2012). A interação do P com substâncias húmicas foi explorada no estudo de Erro et al. (2012) e em ampla revisão de Urrutia et al. (2014), que trataram do uso de ácido húmico na síntese de adubo fosfatado organicamente complexado. A mistura de superfosfato simples com ácido húmico produziu um superfosfato complexado por pontes de cálcio nos

ligantes orgânicos do ácido húmico. O uso desse novo fertilizante diminuiu a fixação de fosfato no solo, aumentou a eficiência de uso do P-fertilizante, que resultou em maior suprimento de P às plantas de trigo cultivadas em solos ácidos e alcalinos, em relação ao uso exclusivo de superfosfato simples (Erro et al., 2012). Grande parte desse efeito se deve à liberação gradual de formas de P prontamente disponíveis, o que implica em teores totais disponíveis de P na fase sólida similares, contudo, há redução da quantidade de P disponível na solução do solo, e o suprimento de P pode ser mais sincronizado com as fases de maior demanda nutricional das culturas.

Substâncias húmicas, incluindo as frações de ácido húmico e ácido fúlvico, estão presentes na maioria dos fertilizantes organominerais que se utilizam de composto na sua formulação. No solo, a presença de substâncias húmicas pode diminuir a fixação de fosfato e aumentar a disponibilidade de P na solução do solo (Morais et al., 2021b). Existem vários processos e rotas de síntese de fertilizantes organominerais e, em todos, os compostos orgânicos oriundos de diferentes matrizes podem interferir na química, forma e disponibilidade do P no solo, notadamente nos brasileiros, que são muito intemperizados, além de serem drenos potentes para o P, que poderia ser destinado ao dreno-planta (Fink et al., 2016). Assim, o P é beneficiado em função da presença de ligantes orgânicos nas matrizes de fertilizantes organominerais, sendo essa uma das principais razões para a mistura de fontes solúveis de P com matrizes orgânicas. A bioatividade de ácidos húmicos é regulada pela conformação molecular do P nos complexos e presença de mono ou di-fosfato na forma de complexos húmicos-metálicos (Baigorri et al., 2019). No solo, ligantes e radicais orgânicos em matrizes humificadas possuem bioatividade sobre plantas e microrganismos, por isso, estimulam a proliferação de raízes, a absorção de nutrientes e o crescimento das culturas (Olaetxea et al., 2018). A eficiência de uso de P-fertilizante em solos tropicais é aumentada pelo uso de P combinado ao ácido húmico (Rosa et al., 2018), e o maior crescimento de raízes pode ser uma das explicações do aumento da eficiência do uso pelas plantas de P complexado a ácidos húmicos.

Eficiência agronômica dos fertilizantes organominerais

Os fertilizantes organominerais são fontes de NPK, mas contêm micronutrientes, Ca, Mg e S em proporções variáveis. Como coexistem duas fases em uma mesma matriz, uma orgânica e outra mineral, além dos teores, é preciso avaliar as formas de nutrientes no adubo. No caso do K, Ca e Mg, os teores solúveis em água antecipam o que o fertilizante é capaz de suprir **às** culturas, dado que, para esses nutrientes, as formas minerais são prevalentes

nos fertilizantes organominerais. Para N, S e P as formas orgânicas de nutrientes precisam ser mineralizadas antes de serem absorvidas pelas plantas. No caso do N, também as formas minerais, como o amônio e o nitrato, além de fração do N orgânico, contribuem para atender à demanda nutricional das culturas. A taxa de mineralização de N orgânico é que regula o potencial do N orgânico em suprir a quantidade de N requerida pelas plantas.

Nitrogênio muito estabilizado quimicamente ou heterocíclico, incorporado à matriz humificada ao carbonizada de biocarvões dos fertilizantes organominerais, por ser menos suscetível à mineralização, contribui muito pouco para suprir N para as plantas, notadamente para as culturas anuais. Formas mais lábeis de N – proteína e aminoácido, ou seja, moléculas orgânicas mais suscetíveis à decomposição – são liberadas rapidamente no solo, de modo que esse N se junta ao mineral. Via de regra, é o N solúvel da matriz mineral que contribui para suprir a necessidade da planta, mas o N orgânico pode, ao longo do tempo, contribuir para nutrir as plantas. Dessa forma, o teor de N solúvel em água do fertilizante organomineral é um índice agronômico que antecipa o suprimento de N para as culturas. O efeito *priming*, relacionado ao uso de fertilizantes organominerais em solos e à dinâmica de mineralização de N, estimula a mineralização do N naturalmente presente na matéria orgânica do solo (Figura 3). Esse efeito está relacionado ao fato de que a matéria orgânica do solo mineraliza a uma taxa maior do que a verificada para o solo não adubado. Há aumento da taxa de mineralização da matéria orgânica nativa do solo, uma vez que, potencialmente, há, nos fertilizantes organominerais, moléculas orgânicas e substâncias húmicas que estimulam a atividade de decompositores no solo.

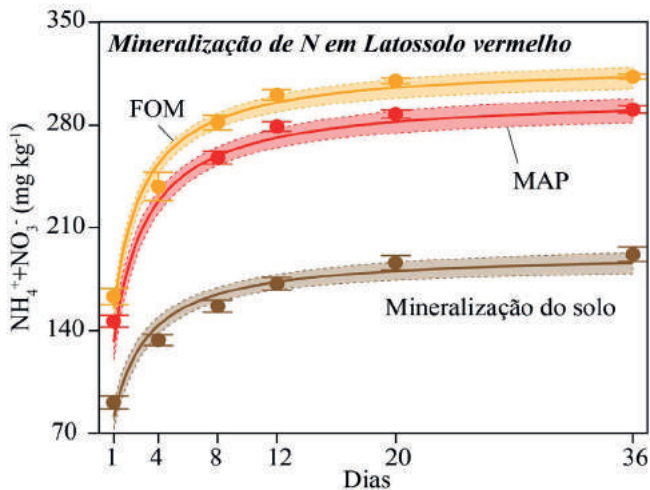



Figura 3. Efeito priming da adubação com fertilizante organomineral (FOM) - produzido a partir da compostagem de casca de café, esterco de galinha e MAP, sobre a aplicação isolada de MAP – sobre a mineralização de N nas formas de amônio e nitrato em latossolo argiloso (dados da tese do segundo autor em fase de publicação). A quantidade de nitrogênio aplicada foi a mesma para os fertilizantes MAP e FOM. A mineralização do solo equivale ao N mineralizado em função da decomposição da matéria orgânica nativa do solo, sem a adição de fertilizantes

O teor de S-sulfato é o principal índice para inferir a disponibilidade de enxofre nos fertilizantes organominerais, mas há, em alguns adubos, S-orgânico que pode ser mineralizado e disponibilizado no solo para as plantas. O P forma complexos com compostos humificados dos fertilizantes organominerais (por pontes de cálcio, magnésio etc.) o que diminui a fixação de fosfato no solo e aumenta a eficiência de uso do P-fertilizante. O efeito que as matrizes orgânicas humificadas tem sobre o crescimento das plantas, transporte de nutrientes e a proliferação do sistema radicular modulam a eficiência agronômica dos fertilizantes organominerais.

O índice de eficiência agronômica é calculado de modo isolado para cada nutriente, em função da produtividade ou da produção de biomassa. Os padrões de adubos minerais para se avaliar o P e o K na adubação das plantas são o superfosfato triplo e o cloreto de potássio, respectivamente, enquanto a ureia, ou o sulfato de amônio servem de referência para o cálculo do índice de eficiência agronômica para fertilizantes nitrogenados. Para o P, o índice de eficiência agronômica igual a 100% sinaliza para o fato de que a fonte testada para P permite alcançar a mesma produtividade ou produção de biomassa obtida

com o uso de mesma dose de P na forma de superfosfato triplo. Para o N e K as premissas de cálculo do índice de eficiência agronômica são as mesmas do P. Para os adubos organominerais é preciso relativizar os índices de eficiência agronômica para cada nutriente em particular, por isso, os experimentos a campo confrontam os resultados do fertilizante organomineral-NPK para cada nutriente em separado, ou seja, para o N, P e K.

Alguns dados de estudos a campo e em casa de vegetação, com ganhos ou perdas de produtividade ou de biomassa devido ao uso de fertilizantes organominerais em substituição aos adubos minerais simples ou formulados NPK, para doses equivalentes de nutrientes, são apresentados na Tabela 1. Na maioria dos experimentos, o uso dos fertilizantes organominerais resultou em maior produtividade ou produção de biomassa em relação às fontes minerais de nutrientes. A matriz dos fertilizantes organominerais é mais complexa do que a de adubos minerais, pois contém substâncias húmicas, micronutrientes, gera cargas no solo e pode atuar a longo prazo como condicionadora de algumas propriedades do solo. Por isso, não é correto simplesmente comparar a eficiência agronômica de um adubo complexo com fórmulas simples de nutrientes. Tampouco é possível discutir a possibilidade dos fertilizantes organominerais gerarem produtividades o uso de menor dose de adubo sem comprovação científica. Há ganhos em produtividade dentro das condições que cada um dos estudos foi realizado. O mais correto seria avaliar outros ganhos com o uso de fertilizantes organominerais, como a qualidade do produto colhido, concentração e produção de açúcar, tempo de prateleira, qualidade do solo e efeito sobre a biota do solo. O ganho de produtividade deve ser calculado corretamente, sendo a fórmula proposta por Crusciol et al. (2020) a mais indicada para o cálculo do índice de Eficiência agronômica dos fertilizantes organominerais, como a equação 1:

$$IEA\ (\%) = ((Y3-Y1) / (Y2-Y1)) \times 100 \qquad \textbf{(Equação 1)}$$

Em que Y3 é a produtividade da cultura obtida com o fertilizante organomineral, Y2 é a produtividade obtida com o adubo mineral e Y1 é a produtividade obtida no controle, portanto, no tratamento sem adubação.

Tabela 1. Fontes de nutrientes e condições experimentais, composição e doses de adubos e os ganhos ou perdas em produtividade ou produção de biomassa em função do uso fertilizante organomineral (FOM) em substituição aos fertilizantes simples, ou formulados NPK.

Cultura	Adubo mineral	Dose	FOM	Ganho (%)	Referência
Cana-de-açúcar	MAP	225 kg ha^{-1} de P_2O_5	5-24-00 (50% de orgânico + 50% de adubo mineral	+24	Sousa (2014)
Cana-de-açúcar	05-25-25 (MAP+SS+KCl)	180 kg ha^{-1} P_2O_5-K_2O	Adubo mineral + matriz orgânica granulada	+27	Crusciol et al. (2020)
Milho-trigo	ST+KCl+Ureia com inibidor da uréase	272-360 kg ha^{-1} de NPK	06-16-16 (cama de frango + DAP + KCl + ureia com inibidor da urease	+6	Correa et al. (2010)
Milho	MAP	80 kg ha^{-1} de P	Cama de aves + MAP (05-20-02)	+28	Grohskopf et al. (2019)
Azevém	Ureia	250 kg ha^{-1} de N	Ureia + biossólido (15-04-04)	-5 a -10	Antille et al. (2013)
Cafeeiro	SS	200-400 mg kg^{-1} de P	Adubo organomineral – Biorin®	+15 a +28	Carmo et al. (2014)
Trigo	MAP		Cama de frango + MAP	0	Mumbach et al. (2019)
Soja	03-17-10	765 kg ha^{-1}	SS + torta de filtro	+ 8 a -22	Mota et al. (2019)
Trigo	Ureia – 225 kg ha^{-1} de N	249 kg ha^{-1} de N	Biossólido + ureia + KCl (15-04-04)	-20	Antille et al. (2017)
Feijoeiro		65 a 260 kg ha^{-1} de P_2O_5	00-16-00	+ 21	Martins et al. (2017)
Pastagem-milho		455 kg ha^{-1}	Biossólido + ureia + KCl	0%	Deeks et al. (2013)
Milho	MAP	17.5 a 70 kg ha^{-1} de P_2O_5	6-19-2 (50% de orgânico + 50% de adubo mineral	-17 a +15	Frazão et al. (2021)
Soja	MAP	17.5 a 70 kg ha^{-1} de P_2O_5	6-20-2 (50% de orgânico + 50% de adubo mineral	+25 a +35	Frazão et al. (2021)

SS – superfosfato simples; ST – superfosfato triplo; MAP, fosfato monoamônico; DAP, fosfato diamônico.

A pesquisa que trata da eficiência agronômica dos fertilizantes organominerais começa a ser incrementada no país, mas há uma carência de experimentos em nível de campo que validem essa nova tecnologia para diferentes cenários agrícolas. De fato, a eficiência agronômica dos fertilizantes organominerais depende da interação do adubo com o solo, além de se mostrar dependente da espécie vegetal. Solos com maiores teores de matéria orgânica tendem a apresentar menor efeito positivo das formas orgânicas de nutrientes provenientes do uso de fertilizantes organominerais, comparado aos solos com baixos teores de matéria orgânica. A matéria orgânica do solo apresenta efeitos similares àqueles provenientes dos materiais orgânicos dos fertilizantes organominerais, assim menor resposta das plantas é esperada nesse tipo de solo. Entretanto, a matéria orgânica do solo pode contribuir com ácidos orgânicos na desestabilização de formas orgânicas de nutrientes nos fertilizantes organominerais, o que permitiria maior acesso às formas de nutrientes menos disponíveis nos fertilizantes.

Além disso, é preciso relativizar o ganho ou a perda em produtividade com o uso do fertilizante organomineral. Todavia, estudos apontam que o uso de fertilizantes organominerais gera menor produtividade, mas viabiliza o uso de resíduos orgânicos que seriam destinados a aterros, portanto, com custo financeiro e ambiental mais altos do que o uso agrícola. A longo prazo, é preciso ter em conta que o uso continuado de fertilizantes organominerais, pelo menos na faixa sob influência do uso sucessivo do adubo, pode melhorar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. São fatores que devem ser mensurados ao se avaliar a eficiência agronômica dos fertilizantes organominerais em diferentes lavouras, solos, processos industriais e resíduos utilizados na síntese dessa classe importante de fertilizantes. Em resumo, é preciso otimizar as condições para o uso, testar em campo e avaliar a cinética de liberação de nutrientes por fertilizantes organominerais para as culturas anuais e perenes. Se os fertilizantes organominerais aumentarem a produtividade das culturas quando aplicados em doses similares às dos adubos minerais, não é razoável diminuir a dose agronômica, mas, sim, otimizar as condições de uso visando a máxima produtividade econômica.

O fertilizante organomineral se caracteriza pela liberação mais gradual de nutrientes, comparado a fontes minerais, devido a menor solubilidade dos nutrientes em água, por isso, há a possibilidade de maior efeito residual de nutrientes (Sakurada et al., 2016). O efeito do uso de organominerais em culturas subsequentes depende das propriedades, teores e formas de nutrientes no fertilizante. A liberação gradual de nutrientes pode até inicialmente reduzir a quantidade de nutrientes prontamente disponíveis no início do cultivo agrícola, contudo, à medida que o tempo evolui, a liberação de nutriente é

suficiente para suprir as quantidades de nutrientes fornecidas pelas fontes minerais. A liberação de nutrientes, pelo menos parcialmente, está ligada à decomposição da matriz orgânica do adubo organomineral, o que pode assegurar um suprimento adequado de nutrientes nas fases de maior demanda nutricional das culturas. Nesse aspecto, a adubação com organominerais deve ser vista como uma adubação de sistemas de culturas, dado que o suprimento de nutriente para a cultura principal pode ter efeito sobre o cultivo posterior. É preciso avaliar se o fertilizante organomineral pode ser aplicado em dose única, sem parcelamento, visando a redução do número de adubações em cobertura para N e K suprindo as culturas perenes, o que reduziria o custo da adubação.

Considerações finais e perspectivas

O Brasil é o quarto maior mercado de fertilizantes no *ranking* das nações que mais consomem adubos, sendo muito dependente da importação de matérias-primas e fertilizantes. Em nível mundial, as maiores reservas de nutrientes e minérios estão localizadas em poucas nações, e os solavancos da economia global desvalorizam a moeda nacional, onerando o custo de importação de fertilizantes minerais. Esse cenário é âncora para o Plano Nacional de Fertilizantes (Brasil, 2021) que foi lançado em 2021 e tem por missão diminuir a dependência de fertilizantes oriundos de outros países, além de fomentar o aumento na eficiência de uso de adubos minerais e promover programas de ciclagem de nutrientes e de resíduos orgânicos. Assim, a produção de fertilizantes organominerais é uma das ações que integram o Plano Nacional de Fertilizantes, pois, na síntese desses adubos, estão embutidas ações que visam aperfeiçoar o aproveitamento e a eficiência de uso de matérias-primas produzidas localmente em diversas cadeias de produção de bens e serviços do Brasil. Associado a isso, as indústrias de fertilizantes organominerais são próximas às agroindústrias que geram as matérias-primas e estão situadas, em geral, próximas às lavouras em que serão utilizados os adubos organominerais (Pereira; Santos, 2020).

No Plano Nacional de Fertilizantes estão previstas ações mais amplas como o uso do processo de rochagem na agricultura, exploração de novas jazidas e minérios e o aprimoramento dos processos atuais de síntese de fertilizantes minerais, orgânicos e organominerais. A melhoria e a ampliação da infraestrutura de transporte e de armazenamento de insumos importados e dos produzidos no país são outras ações relevantes do plano. É possível que, em pouco tempo, o país seja autossuficiente na produção de N, notadamente de amônia, que é a matéria-prima básica para a síntese de vários fertilizantes minerais utilizados nas lavouras brasileiras. Além da fixação industrial de N,

é necessário avançar e criar as bases para o aproveitamento de N contido em resíduos orgânicos, fontes essas abundantes no Brasil.

O uso de resíduos orgânicos como adubos está circunscrito aos locais mais próximos de sua produção. Alternativas de aproveitamento de resíduos orgânicos nobres (estercos), como os oriundos de sistemas intensivos de produção animal, precisam ser criadas. Já existem indústrias consolidadas de fertilizantes organominerais nessas regiões em que é intensiva a produção de proteína animal, mas é preciso avançar, sendo essa uma ação que pode amenizar a nossa dependência externa de fertilizantes.

O setor de fertilizantes organominerais precisa ampliar o uso de boas práticas de produção, comercialização e de controle de qualidade, para ganhar escala e sofisticar suas plantas fabris. Novos processos de síntese precisam ser testados, como do uso de biocarvão como matriz orgânica. A identificação de novas cadeias de produção de resíduos orgânicos é uma prioridade para a síntese de fertilizantes organominerais. A prospecção de novos minérios, jazidas e fontes de nutrientes minerais que poderiam aumentar o valor agronômico dos fertilizantes organominerais, a um custo mais baixo, é outro ponto que merece atenção.

A compostagem prevalece como processo central na produção de fertilizantes organominerais, mas é possível utilizar outros processos-base e matrizes orgânicas para a formulação de fertilizantes organominerais, notadamente o biocarvão (pirólise) e outras matrizes oriundas de biodigestores, de compostos purificados e nanocompostos humificados na complexação-quelatização de metais e de P (García-Mina et al., 2004; Perminova et al., 2019). Essas novas rotas de síntese de fertilizantes organominerais precisam ser estudadas, aprimoradas e incorporadas em parques fabris.

O uso de fertilizantes organominerais em larga escala demanda estudos de caracterização da natureza química de matrizes orgânicas utilizadas nas misturas com adubos minerais para medir o potencial do uso sucessivo de adubos orgânicos em condicionador as propriedades do solo. A natureza, reatividade e capacidade dos compostos orgânicos em complexar nutrientes e suprir a demanda nutricional das culturas precisa ser estudada em função do emprego espectroscopia no infravermelho, ressonância magnética nuclear, pirólise com cromatografia gasosa e uso sequenciado de espectrofotômetro de massa, principalmente, porque muitos grupos funcionais identificados em técnicas espectroscópicas têm relação direta com os efeitos dos fertilizantes organominerais sobre as propriedades do solo e fisiologia e crescimento das plantas.

Além disso, há uma base muito estreita de resultados de pesquisa em nível de campo com fertilizantes organominerais, sendo necessário criar uma rede estruturada de pesquisa, com instalação de estudo a campo de longa duração. Com esse propósito, a realização de pesquisas em condições diversificadas de clima, sistemas de produção, tipos de solos, culturas, modos de aplicação, rotas de síntese e eficiência agronômica dos fertilizantes organominerais precisam ser desenvolvidas. Toda matriz orgânica agrega em sua composição micronutrientes, por isso, os fertilizantes organominerais precisam ser avaliados também como fontes de Fe, Mn, Cu, Zn, Mo, B e Ni. Além disso, também precisa avaliar como essas matrizes podem afetar a dinâmica de micronutrientes, mesmo sem os conter, uma vez que os compostos orgânicos presentes nos adubos organominerais podem fortemente interagir com micronutrientes, principalmente os metálicos, afetando sua disponibilidade no sistema solo-planta.

Com esses avanços, será possível subsidiar políticas públicas de financiamento da pesquisa com fertilizantes organominerais e fomentar o aperfeiçoamento da legislação que normatiza a produção, embalagem, garantias de nutrientes e níveis de contaminantes e regras de comercialização dos fertilizantes organominerais. Essas ações coordenadas de pesquisa, desenvolvimento e inovação (PD&I) podem se configurar em plataforma para alavancar o setor de fertilizantes organominerais no Brasil. O uso disseminado de fertilizantes organominerais no Brasil atende premissas da economia circular, dado que o resíduo orgânico não tem fluxo linear, mas, sim, verticalizado, pois é reciclado e se transforma em insumo importante para o agronegócio brasileiro.

Os fertilizantes organominerais não competem com o fertilizante mineral, ao contrário, um fertilizante complementa o outro, numa sinergia que beneficia a todos, dado que o nutriente solúvel e disponível no adubo mineral é beneficiado pela matriz orgânica, que complexa ou aumenta a eficiência no uso de nutrientes pelas plantas. O adubo orgânico é pobre em nutrientes, mas o seu uso conjugado com fertilizantes minerais propicia o uso comercial de matrizes orgânicas humificadas (composto), substâncias húmicas, biocarvão e compostos oriundos de processos de fermentação amplamente disponíveis no Brasil. Os fertilizantes organominerais representam mais uma rota de síntese de fontes de nutrientes para as culturas, com geração de empregos, riqueza e intensificação da ciclagem de resíduos orgânicos na agricultura.

Referências

ABRELPE. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil. São Paulo: ABRELPE, 2020. p.52.

ANTILLE, D. L.; GODWIN, R. J.; SAKRABANI, R.; SENEWEERA, S.; TYRREL, S. F.; JOHNSTON, A. E. Field-scale evaluation of biosolids-derived organomineral fertilizers applied to winter wheat in England. **Agronomy Journal**, v. 109, p. 654-674, 2017. DOI: 10.2134/agronj2016.09.0495.

ANTILLE, D. L.; SAKRABANI, R.; GODWIN, R. J. Field-scale evaluation of biosolids-derived organomineral fertilisers applied to ryegrass (*Lolium perenne* L.) in England. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2013, Article 9606292013, 2013. DOI:10.1155/2013/960629.

BAIGORRI, R.; ERRO, J.; URRUTIA, Ó.; MARTINEZ, J. M.; MANDADO, M.; MARTÍN-PASTOR, M.; GARCÍA-MINA, J. M. Both chemical and crystalline phase configuration influence the molecular features of humic acids in humic–calcium–phosphates fertilizers. **RSC Advances**, v. 9, p. 25790-25796, 2019. DOI: 10.1039/c9ra04383g.

BOGUTA, P.; SOKOŁOWSKA, Z. Interactions of Zn(II) Ions with Humic Acids Isolated from Various Type of Soils. Effect of pH, Zn Concentrations and humic acids chemical properties. **PLoS ONE**, v. 11, e0153626, 2016. DOI: 10.1371/journal.pone.0153626.

BORGES, B. M. M. N.; ABDALA, D. B.; SOUZA, M. F.; VIGLIO, L. M.; COELHO, M. J. A.; PAVINATO, P. S.; FRANCO, H. C. J. Organomineral phosphate fertilizer from sugarcane byproduct and its effects on soil phosphorus availability and sugarcane yield. **Geoderma**, v. 339, p. 20-30, 2019. DOI: 10.1016/j.geoderma.2018.12.036.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa Nº 25, de 23 de Julho de 2009. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília. 2009. Disponível em: http://www.agricultura.gov.br/ assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-25-de-23-7-2009-fertilizantes-organicos.pdf/view. Acesso em: 02 fev. 2022.

BRASIL. Resolução Nº 498, de 19 de agosto de 2020. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, Edição: 161 | Seção: 1 | Página: 265. 2020. Disponível em: https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-n-498-de-19-de-agosto-de-2020-273467970. Acesso em: 02 fev. 2022.

BRASIL. Decreto Nº 10.605, de 22 de janeiro de 2021. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, Edição: 16 | Seção: 1 | Página: 1. 2021. Disponível em: https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/decreto-n-10.605-de-22-de-janeiro-de-2021-300423701. Acesso em: 02 fev. 2022.

CARMO, D. L.; TAKAHASHI, H. Y. U.; SILVA, C. A.; GUIMARÃES, P. T. G. Crescimento de mudas de cafeeiro recém-plantadas: efeito de fontes e doses de fósforo. **Coffee Science**, v. 9, p. 196-206, 2014.

CORREA, J. C.; MENEZES, J. F. S.; POLIDORO, J. C. Produção de fertilizante organomineral granulado a partir de dejetos de suínos e aves no Brasil. In: FertBio, 2010, Guarapari, Anais... Guarapari, 2010, 4 p.

CRUSCIOL, C. A. C.; CAMPOS, M.; MARTELLO, J. M.; ALVES, C. J.; NASCIMENTO, C. A. C.; PEREIRA, J. C. R.; CANTARELLA, H. Organomineral fertilizer as source of P and K for sugarcane. **Scientific Reports**, v. 10, 5398, 2020. DOI: 10.1038/s41598-020-62315-1.

DEEKS, L. K.; CHANEY, K.; MURRAY, C.; SAKRABANI, R.; GEDARA, S.; LE, M. S.; TYRREL, S.; PAWLETT, M.; READ, R.; SMITH, G. H. A new sludge-derived organo-mineral fertilizer gives similar crop yields as conventional fertilizers. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 33, p. 539-549, 2013. DOI: 10.1007/s13593-013-0135-z.

DIAS, B. O.; SILVA, C. A.; HIGASHIKAWA, F. S.; ROIG, A.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A. Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: Effect on organic matter degradation and humification. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 1239-1246, 2010. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.09.024.

DOMINGUES, R. R.; TRUGILHO, P. F.; SILVA, C. A.; MELO, I. C. N. A.; MELO, L. C. A.; MAGRIOTIS, Z. M.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A. Properties of biochar derived from wood and high-nutrient biomasses with the aim of agronomic and environmental benefits. **PLoS ONE**, v.12, e0176884, 2017. DOI: 10.1371/journal. pone.0176884.

ERRO, J.; URRUTIA, O.; BAIGORRI, R.; APARICIO-TEJO, P.; IRIGOYEN, I.; TORINO, F.; MANDADO, M.; YVIN, J. C.; GARCÍA-MINA, J. M. Organic Complexed Superphosphates (CSP): Physicochemical characterization and agronomical properties. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 60, p. 2008-2017, 2012. DOI: 10.1021/jf204821j.

FERREIRA-LEITÃO, V.; GOTTSCHALK, L. M. F.; FERRARA, M. A.; NEPOMUCENO, A. L.; MOLINARI, H. B. C.; BON, E. P. S. Biomass residues in Brazil: Availability and potential uses. **Waste and Biomass Valorization**, v. 1, p. 65-76, 2010. DOI: 10.1007/s12649-010-9008-8.

FINK, J. R.; INDA, A. V.; TIECHER, T.; BARRÓN, V. Iron oxides and organic matter on soil phosphorus availability. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 40, p. 369-379, 2016. DOI: 10.1590/1413-70542016404023016.

FRAZÃO, J. J.; BENITES, V. D. M.; PIEROBON, V. M.; RIBEIRO, S. A Poultry litter-derived organomineral phosphate fertilizer has higher agronomic effectiveness than conventional phosphate fertilizer applied to sustainability a poultry litter-derived organomineral phosphate fertilizer has higher agronomic effectiveness. **Sustainability**, v. 13, p. 11635, 2021. DOI: 10.3390/su132111635.

GARCÍA-MINA, J. M.; ANTOLÍN, M. C.; SANCHEZ-DIAZ, M. Metal-humic complexes and plant micronutrient uptake: a study based on different plant species cultivated in diverse soil types. **Plant and Soil**, v. 258, p. 57-68, 2004. DOI: 10.1023/B:PLSO.0000016509.56780.40.

GROHSKOPF, M. A.; CORRÊA, J. C.; FERNANDES, D. M.; MELO BENITES, V.; TEIXEIRA, P. C.; CRUZ, C. V. Phosphate fertilization with organomineral fertilizer on corn crops on a Rhodic Khandiudox with a high phosphorus content. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 54, e00434, 2019. DOI: 10.1590/S1678-3921.pab2019.v54.00434.

GÜNGÖR, E. B. Ö.; BEKBÖLET, M. Zinc release by humic and fulvic acid as influenced by pH, complexation and DOC sorption. **Geoderma**, v. 159, p. 131-138, 2010. DOI: 10.1016/j.geoderma.2010.07.004.

JINDO, K.; MARTIM, S. A.; NAVARRO, E. C.; PÉREZ-ALFOCEA, F.; HERNANDEZ, T.; GARCIA, C.; AGUIAR, N. O.; CANELLAS, L. P. Root growth promotion by humic acids from composted and non-composted urban organic wastes. **Plant and Soil**, v. 353, p. 209-220, 2012. DOI: 10.1007/s11104-011-1024-3.

JINDO, K.; SOARES, T. S.; PERES, L. E. P.; AZEVEDO, I. G.; AGUIAR, N. O.; MAZZEI, P.; SPACCINI, R.; PICCOLO, A.; OLIVARES, F. L.; CANELLAS, L. P. Phosphorus speciation and high affinity transporters are influenced by humic substances. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 179, p. 206-214, 2016. DOI: 10.1002/jpln.201500228.

JUSTI, M.; FREITAS, M. P.; SILLA, J. M.; NUNES, C. A.; SILVA, C. A. Molecular structure features and fast identification of chemical properties of metal carboxylate complexes by FTIR and partial least square regression. **Journal of Molecular Structure**, v. 1237, 130405, 2021. DOI: 10.1016/j.molstruc.2021.130405.

JUSTI, M.; MORAIS, E. G.; SILVA, C. A. Fulvic acid in foliar spray is more effective than humic acid via soil in improving coffee seedlings growth. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 65, p. 1969-1983, 2019. DOI: 10.1080/03650340.2019.1584396.

MALUF, H. J. G. M.; SILVA, C. A.; MORAIS, E. G.; PAULA, L. H. D. Is composting a route to solubilize low-grade phosphate rocks and improve MAP-based composts? **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, e0170079, 2018. DOI: 10.1590/18069657rbcs2017007.

MARTINS, D. C.; RESENDE, Á. V.; GALVÃO, J. C. C.; SIMÃO, E. D. P.; FERREIRA, J. P. D. C.; ALMEIDA, G. D. O. Organomineral phosphorus fertilization in the production of corn, soybean and bean cultivated in succession. **American Journal of Plant Sciences**, v. 8, p. 2407-2421, 2017. DOI: 10.4236/ajps.2017.810163.

MORAIS, E. G.; SILVA, C. A.; JINDO, K. Humic acid improves Zn fertilization in oxisols successively cultivated with maize, **Molecules**, v. 26, e4588, 2021a. DOI: 10.3390/molecules26154588.

MORAIS, E. G.; SILVA, C. A.; MALUF, H. J. G. M. Soaking of seedlings roots in humic acid as an effective practice to improve eucalyptus nutrition and growth. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 52, p. 1399-1415, 2021b. DOI: 10.1080/00103624.2021.1885686.

MOTA, R. P.; CAMARGO, R.; LEMES, E. M.; LANA, R. M. Q.; ALMEIDA, R. F.; MORAES, E. R. Biosolid and sugarcane filter cake in the composition of organomineral fertilizer on soybean responses. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 8, p.131-137, 2019. DOI: 10.1007/s40093-018-0237-3.

MUMBACH, G. L.; GATIBONI, L. C.; BONA, F. D.; SCHMITT, D. E.; DALL'ORSOLETTA, D. J.; GABRIEL, C. A.; BONFADA, É. B. Organic, mineral and organomineral fertilizer in the growth of wheat and chemical changes of the soil. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias,** v. 14, p. e5618, 2019. DOI: 10.5039/agraria.v14i1a5618.

NARDI, S.; SCHIAVON, M.; FRANCIOSO, O. Chemical structure and biological activity of humic substances define their role as plant growth promoters. **Molecules**, v. 26, 2256, 2021. DOI: 10.3390/molecules26082256.

OLAETXEA, M.; DE HITA, D.; GARCIA, C. A.; FUENTES, M.; BAIGORRI, R.; MORA, V.; GARNICA, M.; URRUTIA, O.; ERRO, J.; ZAMARREÑO, A. M.; BERBARA, R. L.; GARCÍA-MINA, J. M. Hypothetical framework integrating the main mechanisms involved in the promoting action of rhizospheric humic substances on plant root- and shoot- growth. **Applied Soil Ecology**, v. 123, p. 521-537, 2018. DOI: 10.1016/j.apsoil.2017.06.007.

PEREIRA, H. S.; SANTOS, W. O. **Fertilizantes organominerais. Anuário Brasileiro de Tecnologia em Nutrição Vegetal**, 6, São Paulo, Abisolo, 2020. p. 63-66.

PERMINOVA, I. V.; GARCÍA-MINA, J.-M.; KNICKER, H.; MIANO, T. Humic substances and nature-like technologies. **Journal of Soils and Sediments**, v. 19, p. 2663-2664, 2019. DOI: 10.1007/s11368-019-02330-6.

ROSA, S. D.; SILVA, C. A.; MALUF, H. J. G. M. Wheat nutrition and growth as affected by humic acid-phosphate interaction. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 181, p. 870-877, 2018. DOI: 10.1002/jpln.201700532.

ROSE, M. T.; PATTI, A. F.; LITTLE, K. R.; BROWN, A. L.; JACKSON, W. R.; CAVAGNARO, T. R. A meta-analysis and review of plant-growth response to humic substances: practical implications for agriculture. **Advances in Agronomy**, v. 124, p. 37-89, 2014. DOI: 10.1016/B978-0-12-800138-7.00002-4.

SAKURADA, R.; BATISTA, L. M. A.; INOUE, T. T.; MUNIZ, A. S.; PAGLIAR, P. H. Organomineral phosphate fertilizers: Agronomic efficiency and residual effect on initial corn development. **Agronomy Journal**, v. 108, p. 2050-2059, 2016. DOI: 10.2134/agronj2015.0543.

SANTOS, A. M. P.; BERTOLI, A. C.; BORGES, A. C. C. P.; GOMES, R. A. B.; GARCIA, J. S.; TREVISAN, M. G. New organomineral complex from humic substances extracted from poultry wastes: Synthesis, characterization and controlled release study. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 29, p. 140-150, 2018. DOI: 10.21577/0103-5053.20170122.

SHARPLEY, A. Agricultural phosphorus, water quality, and poultry production: are they compatible? **Poultry Science**, v. 78, p. 660-673, 1999. DOI: 10.1093/ps/78.5.660.

SILVA, C. A. Uso de resíduos orgânicos na agricultura. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. O. (ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo; ecossistemas tropicais & subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 597-624.

SILVA, C. A. Biocarvão na síntese de fertilizantes especiais. Anuário Brasileiro de Tecnologia em Nutrição Vegetal, 6. São Paulo: Abisolo, 2020. p. 57-62.

SOUSA, R. T. X. **Fertilizante organomineral para a produção de cana-de-açúcar**. 2014. 87 f. Tese(Doutorado) - Uberlândia: Universidade Federal de Uberlândia.

URRUTIA, O.; ERRO, J.; GUARDADO, I.; SAN FRANCISCO, S.; MANDADO, M.; BAIGORRI, R.; CLAUDE YVIN, J.; MA GARCÍA-MINA, J. Physico-chemical characterization of humic-metal-phosphate complexes and their potential application to the manufacture of new types of phosphate-based fertilizers. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 177, p. 128-136, 2014. DOI: 10.1002/jpln.201200651.

XU, G.; ZHANG, Y.; SHAO, H.; SUN, J. Pyrolysis temperature affects phosphorus transformation in biochar: Chemical fractionation and ^{31}P NMR analysis. **Science of the Total Environment**, v. 569-570, p. 65-72, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.081.

Capítulo 13

Substâncias húmicas: modo de ação e uso na agricultura

Marihus Altoé Baldotto
Lílian Estrela Borges Baldotto

Substâncias húmicas: interface com a fertilidade do solo, fisiologia e nutrição de plantas

As substâncias húmicas regulam os atributos de fertilidade do solo, interferem na fisiologia e nutrição de plantas, por diferentes modos de ação, que incluem os que aumentam a absorção e a eficiência de uso de nutrientes em função da maior proliferação do sistema radicular em resposta à adubação húmica. A fertilidade do solo do milênio passado trabalhava com recursos naturais abundantes e não se preocupava em considerá-los finitos e não renováveis. Recentemente, a fertilidade surge da integração entre a química, a física e a biologia do solo e das plantas. Para essa fertilidade do solo, as substâncias húmicas são as principais matérias-primas da agropecuária no terceiro milênio, que deve ser de baixo carbono (C) na atmosfera e de alto C no solo.

O conceito clássico de fertilidade do solo ("capacidade do solo em nutrir – ter e fornecer nutrientes – para as plantas") precisa ser atualizado, em especial para as condições tropicais. Salvo melhor entendimento, sem deter toda a razão, mas suficiente para progredir além de tal conceito, era "assistencialista", ou seja, o solo sendo ativo e a planta passiva..., talvez refletindo o cenário em que foi concebido. As plantas não apenas recebem passivamente os nutrientes, mas interferem continuamente nos processos envolvidos na fertilidade do solo e na sua nutrição. Por exemplo, as plantas exsudam substâncias que alteram o meio (pH, força iônica, potencial redox), como ácidos orgânicos, fitossideróforos e substâncias bioativas. Além disso, estabelecem relações ecológicas (e.g., alelobióticas e ecobióticas) regulando vários fatores que determinam a atividade, diversidade e funções dos microrganismos no sistema solo-planta.

Mesmo sabendo do caráter também provisório, o conceito de fertilidade do solo empregado aqui preconiza o manejo integrado de fatores bióticos e abióticos que regulam o crescimento das plantas e a qualidade do solo. Assim, serão apresentados os modos de ação das substâncias húmicas, dividindo-os em ações na química, física e biologia do solo. Todavia, a divisão é apenas didática, pois, no ecossistema, há integração desses fatores.

Ao invés de macromoléculas, as substâncias húmicas são descritas genericamente como supramacromoléculas orgânicas heterogêneas, de coloração escura, resultado do metabolismo de microganismos. A aplicação do conceito da química das supramoléculas às substâncias húmicas, em razão de uma série de evidências cromatográficas e espectroscópicas, levou à postulação de uma nova concepção para a sua estrutura. Pelo modelo supramolecular, substâncias orgânicas diversas, mas relativamente pequenas, formam agregados que são unidos entre si por ligações de hidrogênio e interações hidrofóbicas fracas, formando um arranjamento supramolecular, um agregado húmico. Essa agregação apresenta massa molar só aparentemente elevada, mas que pode ser constante e indefinidamente alterada, de acordo com as variações das condições do meio de reação (Senesi et al., 1997).

Os ácidos fúlvicos são considerados como produto da associação de moléculas de baixa massa molar, polares e hidrofílicas, com uma quantidade de grupos funcionais ácidos suficientes para manter os agregados dispersos, em qualquer valor de pH. Os ácidos húmicos, por sua vez, são considerados como associações nas quais predominam compostos hidrofóbicos (cadeias polimetilênicas, ácidos graxos, esteroides), estabilizados em pH neutro por forças hidrofóbicas dispersivas. A conformação dos ácidos húmicos cresce progressivamente de tamanho quando as forças oriundas das ligações com o hidrogênio são progressivamente aumentadas, até um valor baixo de pH, no qual floculam. O termo humina refere-se à fração orgânica humificada insolúvel, remanescente da extração dos ácidos húmicos e fúlvicos pelo uso de bases fortes (Piccolo, 2001).

A concepção estrutural mais aceita atualmente indica que as substâncias húmicas se apresentam como agregados supramoleculares, organizando-se em assembleias de diversos compostos orgânicos de baixa massa molar, contendo domínios predominantemente hidrofílicos (ácidos fúlvicos) ou hidrofílico-hidrofóbicos (ácidos húmicos) (Piccolo, 2001). O que ocorre nos sistemas naturais é uma mistura desses domínios, ou seja, as substâncias húmicas não ocorrem de forma discreta, mas contínua. Esses agregados são mantidos em solução por ligações de hidrogênio e por interações hidrofóbicas que, isoladamente, constituem-se em ligações do tipo fracas. Entretanto, quando

somadas, essas ligações podem fornecer estruturação a essas substâncias e, assim, resultar num apenas aparente maior grau de condensação da supramolécula húmica. Quando, operacionalmente, promove-se a ionização com extratores alcalinos e bases fortes utilizadas na extração de SHs, ambos os grupos são solubilizados. A acidificação, pelo contrário, promove apenas a precipitação dos chamados ácidos húmicos, que apresentam caráter menos polar que o dos ácidos fúlvicos, fração que permance solúvel mesmo com a redução do pH para 1 a 2 (Piccolo, 2001). A composição elementar, os grupos funcionais, a reatividade e a bioatividade das substâncias húmicas podem ser interpretados de forma relativamente convergente à luz de ambos os modelos, macromolecular ou supramolecular, possibilitando seu uso com conhecimento científico dos mecanismos (modos de ação) anteriormente empíricos.

Neste capítulo foi adotado o conceito operacional em função da solubilidade, sem prejuízo da concepção continua (não discreta) das substâncias húmicas, por ora, utilizando a terminologia húmus e matéria orgânica humificada para representar essa associação ou agregação orgânica resultante da humificação, aqui destacada como a estabilização biológica, química e física que confere maior persistência e resistência à decomposição dos resíduos orgânicos humificados presentes nos (agro)ecossistemas. A fase de estabilização biológica indica que os microrganismos sintetizaram suas enzimas, efetuaram a decomposição dos resíduos orgânicos e finalizaram o ciclo de vida, sendo também decompostos, numa sucessão ecológica, até que o resíduo se estabilize quimicamente. A terceira e última fase completa a humificação. A estabilização química acontece quando as substâncias formadas na fase de estabilização biológica reagem em equilíbrio químico, hipoteticamente, apenas adquirindo tamanho, estrutura e conformação, ou seja, estabilidade física.

A humificação consiste em um estágio avançado de estabilização química, biológica e física dos resíduos orgânicos decompostos e estabilizados. A humificação é o último estágio da decomposição, mesmo assim, nos solos, compostos humificados podem ser processados pelos microrganismos, com produção de outros compostos de síntese e ressíntese. Entretanto, trata-se, também, de pressuposição, pois em todas as três fases, fixando-se uma, espera-se a ocorrência das outras duas e, considerando-se o conceito de assembleias moleculares de diferentes unidades, é possível adiantar que estas etapas ocorrem em distintos estádios de decomposição, na presença de biofilmes diversificados, com diferentes reações químicas acontecendo simultaneamente (dificuldade de situar um equilíbrio químico) e gerando agregados de massas molares e grau de condensação química de tamanhos físicos variados, tudo ocorrendo de modo simultâneo (Baldotto, 2006).

A fertilidade do solo depende da matéria orgânica oriunda da ciclagem de resíduos, palhadas e outros insumos que podem auxiliar na reposição dos nutrientes exportados nas colheitas, visando diminuir a atividade tóxica de Al^{3+} e outros poluentes e aumentar a capacidade de troca de cátions e reduzir a adsorção de fosfatos, uma gama de limitações na classe de solo dominante nos trópicos, os Latossolos. Conta também com a ação da matéria orgânica humificada sobre a estrutura e porosidade ao solo (a porosidade do solo é um atributo que indica a funcionalidade do solo no fluxo de líquidos e gases, influenciando significativamente, por exemplo, o transporte de nutrientes e a recarga do lençol freático). Do ponto de vista biológico, entre outros processos, a fertilidade conta com o incremento na disponibilidade de formas de P não lábeis, mediada por atividade redox das substâncias húmicas, com a capacidade dessas substâncias formarem uma ambiência favorável para os simbiontes na interface raízes-solo (rizosfera) e com a capacidade estimulante de biopoímeros presentes nas substâncias húmicas (bioatividade) (Baldotto; Baldotto, 2014). A bioatividade das substâncias húmicas é uma propriedade interessante e os diferentes modos de ação estão sendo documentados pela ciência.

Os assuntos mencionados e os modos de ação das substâncias húmicas serão discutidos em tópicos deste capítulo. Em relação à biotividade, é importante um comentário antes de o assunto ser tratado em detalhes em tópicos deste capítulo. Na degradação dos resíduos orgânicos, enzimaticamente (amilases, proteases e lipases), o C fixado pela fotossíntese e que polimeriza-se em todos os tecidos, cores, aromas, sabores, enfim, toda a diversidade biológica conhecida, cicla nos níveis tróficos dos ecossistemas por meio das relações ecológicas e, cumprindo sua função biótica, retorna parcialmente para a atmosfera, remanescendo nos solos (e sedimentos de águas interiores e oceânicas) na forma de compostos orgânicos diversificados e, majoritariamente, como substâncias húmicas. Alguns biopolímeros com ação hormonal permanecem bioativos nos arranjos (supra) moleculares das substâncias húmicas. Seu isolameno (dependente de fonte), diluição (dependente de concentração) e uso (dependente de modo de aplicação) é o princípio da bioatividade das substâncias húmicas.

Didaticamente, os principais modos de ação das substâncias húmicas serão divididos para a sua influência na química, física e biologia dos solos.

Química

A ciência brasileira escreveu um capítulo importante na ciência mundial, registrando o conhecimento sedimentado sobre o comportamento da fração mineral dos solos tropicais intemperizados. Devido ao amplo espectro a ser coberto no entendimento do comportamento da fração mineral, somado às

dificuldades metodológicas, o estudo da complexa fração orgânica dos solos foi relativamente menos desenvolvido. Embora haja discenso em relação aos conceitos moleculares das substâncias húmicas, a sua reatividade (e a qualidade e quantidade de grupos funcionais) tem razoável convergência entre os trabalhos e pode ser explicada tanto à luz do modelo conceitual macromolecular como do supramolecular.

Os principais grupamentos, em ordem decrescente, de teores encontrados das substâncias húmicas são os carboxílicos, fenólicos, quinonas, cetonas, álcoois, amino e sulfidrilas (Schnitzer; Gupta, 1965; Schnitzer; Riffaldi, 1972; Kononova, 1982, Thurman; Malcom, 1981; Stevenson, 1994; Stumm; Morgan, 1996; Zech et al., 1997; Piccolo et al., 1999; Hayes; Malcolm, 2001; Lal, 2001; Piccolo, 2001, Sutton; Sposito, 2005; Sposito, 2008; Baldotto et al., 2007; 2008ab). A proeminência dos grupamentos carboxílicos e de OH-fenólicos sublinha a significativa acidez das substâncias húmicas.

As substâncias húmicas apresentam carga líquida negativa, mesmo na faixa ácida de pH, que se explica devido à dissociação de grupos carboxílicos cujo pKa é menor que o pH do solo. Assim, a acidez total dos grupamentos funcionais das substâncias húmicas é, normalmente, calculada pela soma dos grupamentos carboxílicos e fenólicos. Em geral, os ácidos fúlvicos, que contém mais grupamentos carboxílicos por unidade de massa, apresenta acidez total maior do que as outras frações húmicas. Os ácidos húmicos e fúlvicos apresentam carga protônica dissociável, aproximadamente duas a três vezes maior, por unidade de massa, que a tipicamente verificada para as argilas silicatadas 2:1 e, estas últimas, por sua vez, apresentam densidade de carga cerca de 100 vezes maior que as argilas 1:1, como a caulinita (Sposito, 2008). A acidez total dos grupamentos funcionais das substâncias húmicas, variando de 3 a 17 mol kg^{-1}, tem sido documentada para as substâncias húmicas em várias partes do mundo (nas diversas condições climáticas).

A matéria orgânica humificada do solo desempenha papel fundamental no tamponamento das concentrações de prótons e cátions metálicos. Complexos de superfície, como a troca iônica, constituem a base química para essa capacidade tampão. Os ácidos húmicos podem reagir com várias substâncias presentes nos solos, como os agrotóxicos ou pesticidas. O húmus, tanto na forma de coloides individualizados como na forma de recobrimento de superfícies minerais, pode reagir com esses compostos e, em alguns casos, reduzir a sua toxidez e persistência no ambiente. O húmus solúvel (como a fração ácidos fúlvicos) pode formar complexos com os compostos orgânicos, que podem, então, pela ação da água percolante, deslocar-se para as partes inferiores do perfil do solo. Os pesticidas localizados na superfície dos solos podem ser transportados por meio desse movimento (Schwarzenbach et al., 1990; Martin-Neto et al., 1994).

Grupamentos negativamente carregados dos ácidos húmicos reagem com compostos orgânicos contendo átomos de nitrogênio, em coordenação tetraédrica (nitrogênio quaternário), eventualmente, apresentando carga positiva. Essas estruturas contendo N quaternário ocorrem tanto em compostos alifáticos como em aromáticos e em heterocíclicos, estes dois últimos mais comuns nas formulações de pesticidas (Baldotto et al., 2008a; Sposito, 2008).

Outros compostos orgânicos que contêm grupamentos funcionais que se tornam carregados positivamente quando protonados podem, também, reagir com as substâncias húmicas do solo por meio de troca catiônica, como exemplo, aminoácidos básicos contendo dois grupamentos NH protonáveis, como a arginina e a lisina. As triazinas, que apresentam na estrutura NH protonáveis, representam outro exemplo desses compostos. As triazinas são uma classe de herbicidas modernos, baseados na estrutura aromática simétrica, que apresenta, alternados, átomos de carbono e de nitrogênio, em um anel de seis membros. A classe mais conhecida das triazinas é a atrazina, um herbicida de tipo triazina inibidor do fotossistema II no processo de fotossíntese. Acontecem, também, reações de protonação e, portanto, de troca catiônica entre herbicidas heterocíclicos e substâncias húmicas. Um exemplo dessa reação ocorre entre o triazol (classe de fungicidas, que não é triazina) e as substâncias húmicas (Baldotto et al., 2008a; Sposito, 2008).

Mesmo na ausência de desenvolvimento de carga líquida positiva (N quaternário e NH protonados), os grupamentos funcionais COOH e NH podem formar ligações de hidrogênio com átomos eletronegativos, como N, O e F. A ligação de hidrogênio constitui, essencialmente, uma ligação eletrostática. O hidrogênio prende-se a um átomo por ligação covalente forte e, a outro átomo eletronegativo, por meio de ligação eletrostática. Com relação à energia, as ligações eletrostáticas são mais fracas e podem ser mais facilmente desfeitas do que as covalentes. Como exemplos, o grupamento carbonila nos pesticidas tipo fenilcarbamatos (como exemplo, isopropil-N-fenilcarbamato ou IPC) e ureias substituídas (como fenil-dimetil-uréia ou fenuron) podem formar ligações de hidrogênio com o grupamento NH da matéria orgânica do solo. Nas triazinas, o grupamento NH pode, também, formar ligações de hidrogênio com o grupamento carbonila do húmus (Sposito, 2008). Os grupamentos funcionais das substâncias húmicas podem reagir com os minerais do solo, por meio dos mecanismos de troca catiônica e aniônica. Como foi anteriormente exposto, estruturas contendo N quaternário e compostos orgânicos protonáveis, existentes nas substâncias húmicas, podem formar ligações de troca catiônica (Baldotto et al., 2008a; Sposito, 2008).

O mecanismo de troca aniônica pode ser considerado como troca de ligantes, em que a protonação de hidroxilas favorece esse processo. A superfície hidroxilada protonada, como dos óxidos, pode também reagir com grupos amino (R-NH) de substâncias húmicas. As moléculas não iônicas, que não sofrem processo de protonação ou de desprotonação para formar espécies carregadas, podem, ainda, ligar-se aos minerais do solo, em consequência da polaridade, que produz carga localizada dentro da molécula. Essa polaridade pode resultar de ligaçõess de hidrogênio, forças de van der Waals e *water bridging* (refere-se à complexação de um grupamento funcional das substâncias húmicas com a água, solvatando o cátion trocável). Assim, *water bridging* também acontece por via das ligações de hidrogênio (Baldotto et al., 2008a; Sposito, 2008).

As substâncias húmicas são ligantes fortes, capazes de formar complexos estáveis com metais e outros componentes dos ecossistemas. Ligantes são íons ou moléculas que rodeiam um metal na formação de um complexo metálico. Mais genericamente, são espécies químicas que se comportam como bases de Lewis na formação de compostos de coordenação, pois estão coordenadas a determinado íon. Os ligantes simples, como a água ou o ânion cloreto, só formam uma ligação com o átomo central e, por isso, são denominados monodentados. Alguns ligantes são capazes de formar múltiplas ligações de coordenação e são descritos como bidentados, tridentados e assim por diante. O processo de ligação ao íon metálico por mais de uma posição de coordenação por ligante chama-se quelação. Os compostos que formam complexos desse modo são denominados agentes quelantes, ou quelatos, e, geralmente, têm maior tendência a formar complexos que seus homólogos de coordenação simples do tipo monodentados (Baldotto et al., 2008a; Sposito, 2008).

Um desses agentes quelantes, de importância industrial, é o ácido etilenodiaminotetracétcico (EDTA). À semelhança do EDTA, a quelação de ferro resulta em aumento do (Fe^{3+}) e, consequentemente, aumenta o seu transporte no solo. Além de fazer parte da gênese de solos (por exemplo, no processo de podzolização, nos Espodossolos), esse fato traz preocupações com o caso da movimentação de metais pesados. Por outro lado, quelatos de Al^{3+} diminuem a atividade desse elemento que é tóxico às plantas, tendo resultados na formação dos minerais do solo (como na precipitação, ou não, de gibbsita, durante o intemperismo dos minerais) e na fertilidade do solo. Sabe-se, também, que alguns micronutrientes, como o Cu^{2+}, têm sua atividade e disponibilidade diminuídas no solo após a quelação. Dada a diversidade das substâncias húmicas, a estabilidade dos quelatos é um tema que necessita de mais informações sintetizadas (Baldotto et al., 2008a; Sposito, 2008). As diferentes formas de interação para formar complexos fazem dos ácidos húmicos

"bioproveniências" (Sutton; Sposito, 2005), ou seja, substâncias capazes de formar microsítios contendo ("aprisionando") diferentes moléculas, entre elas, as bioativas, como os resíduos hormonais vegetais (bioestimulantes), como será visto no subtópico que abordará a bioatividade das substâncias húmicas (1.3.1).

Reações redox

Dentre as características das substâncias húmicas que governam a sua reatividade nos sistemas naturais, destaca-se a sua participação em reações redox, possibilitando, então, por meio da eletroquímica, a determinação de suas propriedades termodinâmicas, ou seja, é possível comparar, manejar e monitorar sistemas naturais e agroecossistemas (Matthiessen, 1995; Lovley et al., 1996; 1998; Scott et al., 1998; Struyk; Sposito, 2001; Baldotto et al., 2007; 2008a, 2008b; 2009a; 2010a; 2011a, 2011b; 2013). Adicionalmente, nas regiões tropicais, os solos encontram-se, frequentemente, em estádio avançado de intemperismo, apresentando argilas de baixa atividade química, elevados teores de óxidos de Fe e de Al e, algumas vezes, caráter ácrico (coloides do solo possuem maior densidade de cargas positivas do que negativas). A avaliação qualitativa dos estoques de matéria orgânica por meio da eletroquímica pode contribuir para a previsão da geração e do monitoramento de cargas negativas.

As titulações redox permitem estimar o potencial formal padrão do eletrodo (${}^{F}E_{H}{}^{0}$) e a capacidade de oxidação (COx), fatores de intensidade e de capacidade da atividade de elétrons, respectivamente, análogos ao pH e à capacidade de neutralização ácida, para o caso de prótons. As titulações redox consistem na oxidação das substâncias húmicas com I_2 (iodimetria), sob atmosfera inerte (Struyk; Sposito, 2001; Baldotto et al., 2005; 2007; 2008b; 2009a; 2010a; 2011a, 2011b; 2013). O sistema de titulação é montado utilizando-se um frasco, fechado com tampa adaptada para conter um eletrodo, um tubo para entrada de gás argônio e uma microbureta. O sistema é termostatizado por meio de um banho em recirculação, mantido a 25 °C. Mais detalhes sobre o procedimento experimental e a análise dos dados dessas titulações podem ser obtidos em Baldotto et al. (2007).

Impressão digital, controle de qualidade de insumos

Sendo o potencial redox uma propriedade termodinâmica qualitativa da matéria, o fator intensidade é coerente com sua constância, conferindo às substâncias húmicas uma "impressão digital" e indicando que, a despeito das diferenças nos fatores de gênese e na natureza química de amostras, é válido o estudo do húmus como uma substância química de identidade própria. O húmus possibilita, por exemplo, o monitoramento de fraudes, pois cada

substância química apresenta um valor de potencial distinto, e se algum enchimento for adicionado, haverá variação da propriedade termodinâmica.

O nítido ponto de inflexão revela a predominância de um grupo doador ou receptor de elétrons. Nesse sentido, a variação da capacidade de oxidação (Cox) resulta da diferente concentração desse grupo funcional doador de elétrons, como abordado na sequência. Os dados das titulações redox dos ácidos húmicos isolados de compostos orgânicos, solos e sedimentos de águas interiores, estuarinas e oceânicas, obtidos por Struyk e Sposito (2001) e por Baldotto et al. (2007; 2008b; 2009a; 2011a, 2011b; 2013), revelaram maior força eletromotriz em pH 5 e foi observado diminuição em média de 40 mV em função do aumento do pH de 5 para 7 (Tabela 1).

Tabela 1. Média e amplitude de propriedades redox dos ácidos húmicos.

$f.e.m_{cela}$		q/n	${}^{F}E^{o}_{H}$	log K_c	$pE_{c\,(pH\,7)}$	ΔG^{o}
pH 5	pH 7					
			V			kcal mol^{-1}
457 (450 a 472)	420 (411 a 432)	0,32 (0,25 a 0,34)	0,777 (752 a 794)	13,1 (12,7 a 13,4)	10,8 (10,7 a 11,1)	-17,9 (-17,3 a -18,3)

$f.e.m_{cela}$=força eletromotriz da cela, q/n=relação entre prótons e elétrons transferidos, ${}^{F}E^{o}_{H}$=ligações potencial redox formal, K_c=constante condicional de equilíbrio, pE_c=potencial de elétrons condicional e ΔG^{o}=variação de energia livre de Gibbs na equação geral de redução dos ácidos húmicos ($AH_{Ox} + e^{-} + H^{+} = AH_{Red}$). Dados de Matthiessen (1995), Struyk e Sposito (2001) e Baldotto et al. (2007; 2008b; 2009a). A descrição da obtenção das variáveis está detalhada em Baldotto et al. (2007).

A equação de redução das substâncias húmicas indica que a força eletromotriz varia inversamente com o pH do sistema cela redox. Todas as amostras dos trabalhos acima citados transferiram ao I_2 (aq), na reação de oxidação, aproximadamente um próton para cada três elétrons, ou seja, a relação q/n (relação entre prótons e elétrons transferidos) apresentou valor de cerca de 0,33 (Tabela 1). Considerando a reação redox entre ácidos húmicos (AH) e iodimetria (I_2), com a relação q/n de aproximadamente 1/3 de H^{+} por e^{-} transferido, os resultados dos trabalhos indicam que o par redox AH_{Ox}, AH_{Red} resulta na reação de redução genérica dependente do pH:

$$AH_{Ox} + e^{-} + 1/3\ H^{+} = AH_{Red} \qquad \textbf{(Equação 1)}$$

Os valores do potencial formal-padrão do eletrodo (${}^{F}E_{H}^{0}$), estimados (Tabela 1), foram semelhantes. Dessa forma, as demais propriedades redox, constante

de equilíbrio (K), potencial de elétons (pE) e variação de energia livre de Gibbs (ΔG^0), calculadas a partir do potencial formal-padrão do eletrodo (${}^{F}E_H{}^0$), também pouco se alteraram, entre os trabalhos avaliados. Como já mencionado, essas são propriedades eletroquímicas termodinâmicas que constituem a "impressão digital ou assinatura" das substâncias húmicas. Assim, pode-se inferir que a reação de redução (Equação 1) é termodinamicamente favorecida nas condições de sistemas naturais (valor negativo de ΔG^0).

De acordo com Helburn e MacCarthy (1994), os ácidos húmicos apresentaram o potencial formal-padrão do eletrodo (${}^{F}E_H{}^0$) e log K análogos aos de compostos de quinona reduzida. Contudo, os ácidos húmicos apresentaram relação entre prótons e elétrons transferidos (q/n) mais ampla do que a verificada nos grupos quinona: ~ 0,33 e ~ 1,00, respectivamente. A atividade redox das substâncias húmicas está intimamente ligada aos mecanismos de solubilização e complexação de metais/nutrientes.

Ação na solubilização/complexação de metais

A matéria orgânica constitui a principal fonte de elétrons para as reações de oxirredução (redox) no solo. Os principais elementos químicos envolvidos nas reações redox, nesses sistemas, são C, N, O, S, Mn e Fe. Nos solos contaminados por metais pesados, pode-se, ainda, acrescentar As, Se, Cr, Hg e Pb. Muitas interações entre os ácidos húmicos e os poluentes ocorrem, portanto, por meio de reações redox. Além disso, os processos de redução e oxidação (redox) são responsáveis pelas trocas de carbono entre as geosferas (litosfera, pedosfera, hidrosfera, atmosfera, biosfera), ou seja, pelo próprio balanço de carbono nos ecossistemas, e constituem processos de redução (fixação, fotossíntese) e oxidação (respiração). Informações sobre as trocas de carbono entre as geosferas, levando em consideração os estoques de carbono e sua estabilidade em diferentes ecossistemas, foram reunidas por Baldotto et al. (2005).

Uma comparação entre os valores de alguns pares redox, comuns nos sistemas naturais, foi realizada por Struyk e Sposito (2001) e por Baldotto et al. (2007) e consistiu em alocar a equação de redução do par AH_{Ox}, AH_{Red} na "sequência redox" (Tabela 2) indicada por Stumm e Morgan (1996). Os valores semelhantes das propriedades redox dos ácidos húmicos, dos estudos supracitados, permitem as mesmas inferências quanto à sua reatividade nos sistemas naturais. Assim, termodinamicamente, os ácidos húmicos podem reduzir Hg(II) e Mn(IV). Essas reduções foram observadas experimentalmente por Alberts et al. (1974) e Sunda e Kieber (1994), respectivamente, incubando esses íons metálicos com bactérias redutoras e ácidos húmicos, confirmando as previsões termodinâmicas.

Tabela 2. Propriedades redox de alguns e sequências de reações de redução-oxidação de espécies químicas de Mn, Fe, Hg e ácido húmico (AH) comuns em sistemas naturais.

Pares redox	${}^{F}E_{H}^{o}$	log K_c	pE_c [(1)]
	V		(pH 7)
½ MnO_2 (s) + 2 H^+ + e^- = ½ Mn^{2+} (aq) + H_2O	1,23	20,8	6,8
$Fe(OH)^+$ (aq) + e^- + H^+ = Fe^{2+} (aq) + H_2O	0,90	15,2	8,2
Hg^{2+} (aq) + e^- = Hg^o (g)	0,85	14,4	14,4
AH_{Ox} (s/aq) +1/3 H^++ e^- = AH_{Red} (s/aq)	**0,77**	**13,0**	**10,9**
FeOOH (s) + e^- + 3 H^+ = Fe^{2+} (aq) + 2 H_2O	0,77	13,0	-4,0
Fe^{3+} (aq) + e^- = Fe^{2+} (aq)	0,77	13,0	13,0

[(1)]Os valores de pE foram calculados, usando-se os valores de log K_c, concentração de redutores e oxidantes = 10^{-4} mol L^{-1} de espécies solúveis, atividade das fases sólidas iguais a 1 e P_{O2} = 0,21 atm (Stumm; Morgan, 1996). Os valores em negrito são as médias dos dados compilados para o par redox dos ácidos húmicos (AH) obtidos em Matthiessen (1995); Struyk e Sposito (2001); Baldotto et al. (2007; 2008b; 2009a; 2011b; 2013). ${}^{F}E_{H}$ = ligações potencial redox formal. K_c = constante condicional de equilíbrio. pE_c = potencial de elétrons condicional

Nos sistemas naturais, contudo, as implicações ambientais e biogeoquímicas das reações redox envolvendo os ácidos húmicos e os produtos formados de suas transformações ainda não se encontram bem descritas (Stumm; Morgan, 1996; Struyk; Sposito, 2001; Baldotto et al., 2007, 2008b; 2009ab; 2010a; 2011b; 2013). Essas descrições tornam-se fundamentais para a discussão de resultados, como os apresentados por Almeida et al. (2007), que encontraram uma variação entre 93 e 290 μg kg^{-1} nas concentrações de Hg dos sedimentos do Rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, cujos picos de maior e de menor concentração desse elemento foram determinados em novembro de 1999 e em agosto de 2000, respectivamente. Esses picos coincidem com aqueles de alta e baixa vazão, respectivamente, também, foram acompanhados pelas épocas de maior e de menor atividade redox da matéria orgânica isolada desses sedimentos no estudo de Baldotto et al. (2009a). Amostras de material orgânico, isoladas de sedimento de oceano profundos, na bacia petrolífera de Campos dos Goytacazes (RJ), também foram avaliadas por meio de propriedades termodinâmicas obtidas com titulações redox (Baldotto et al., 2013). De forma análoga, o método proposto foi também usado por Carvalho et al. (2013). Como já mencionado, a determinação das propriedades termodinâmicas, além de permitir identificar a "assinatura" dos ácidos húmicos e verificar sua presença nesses ecossistemas especiais, possibilita o monitoramento de perturbações, uma vez que a incorporação de poluentes modificará essa "impressão digital" das espécies químicas de carbono no sistema analisado. Essas informações possibilitam o controle de qualidade de insumos à base de substâncias húmicas, tanto da origem quanto da contaminacao por metais pesados, por exemplo.

Para complementar a predição da atividade das espécies oxidada e reduzida de ácidos húmicos (AHOx, AHRed) nos sistemas naturais, introduziram-se os dados compilados (Tabelas 1 e 2) no diagrama pE = f (pH), adaptado de Bartlett e James (1993) e Bass Becking et al. (1960), conforme Baldotto et al. (2007). O diagrama (Figura 1) indicou que os ácidos húmicos poderiam atuar nas reações redox desses sistemas.

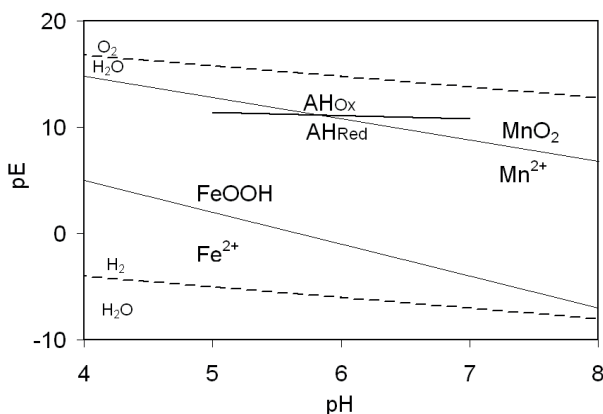



Figura 1. Diagrama pE=f (pH), mostrando alguns pares redox comuns em sistemas naturais e a média dos dados compilados para o par redox dos ácidos húmicos (AH_{Ox}, AH_{Red}) (Matthiessen, 1995; Struyk; Sposito, 2001; Baldotto et al., 2007; 2008b; 2009a; 2011b; 2013).
Fonte: Adaptado de Bartlett e James (1993) e de Baldotto et al. (2007).

De acordo com o diagrama, por exemplo, os ácidos húmicos podem atuar na redução de espécies de Mn(IV), como mostraram Sunda e Kieber (1994). Os resultados dos estudos de Lovley et al. (1996; 1998) e de Scott et al. (1998) indicaram a participação dos ácidos húmicos na redução de Fe(III), oriundo da fase sólida do solo, como, por exemplo, goethita (FeOOH). Contudo, a redução dessa espécie por ácidos húmicos não é termodinamicamente favorável. Como o par redox Fe^{2+}, FeOOH está abaixo do par redox AH_{Ox}, AH_{Red}, entre os valores de pH 5 e 7, as espécies FeOOH e AHRed poderiam coexistir predominantemente no sistema, ou seja, segundo os dados apresentados, se a redução de Fe(III), a partir da fase sólida, acontece, deve, então, haver *input* externo de energia, pois essa reação ocorreria contra a tendência termodinâmica. Assim, é possível que, após a redução microbiológica, os ácidos húmicos apresentem um potencial abaixo daqueles compilados, em titulações na ausência de catálise. Como a catálise é esperada e os trabalhos apresentam resultados divergentes, indicando a necessidade de pesquisa, buscou-se refinar o assunto na abordagem a seguir.

Ação na liberação de P fixado

Por causa da baixa solubilidade dos óxidos de ferro, eles se acumulam nos solos e em sedimentos, e apresentam-se como drenos de P muito mais expressivos que as plantas (Leal; Velloso, 1973). Assim, a concentração de P nos solos que está entre 200 e 3.000 mg kg^{-1}, valores relativamente elevados, resulta em modais 1 mg kg^{-1} disponíveis em Latossolos. A amplitude na solução do solo está entre 0,002 e 2 mg L^{-1} de P. Essa indisponibilização deve-se, principalmente, às reações de adsorção entre o P e a matriz mineral oxídica dos Latossolos e, em outros casos, às reações de precipitação entre esses solos e espécies de Al e Fe em solução (Leal; Velloso, 1973).

Considerando-se a predominância, nas regiões tropicais, de solos em estádio avançado de intemperismo, como os Latossolos, com argilas de baixa atividade, elevados teores de óxidos de Fe e de Al, alta capacidade de adsorção de fosfatos ácidos, baixa disponibilidade de nutrientes e, algumas vezes, apresentando caráter eletropositivo (Embrapa, 2013), a avaliação da atividade redox da matéria orgânica humificada pode contribuir para a previsão da geração de cargas negativas nesses sistemas e para o seu monitoramento (Baldotto et al., 2006; 2007; 2008a, 2008b). Nesses sistemas, o P é considerado um dos nutrientes mais limitantes para a produção agrícola, pois existe forte competição entre a planta e os coloides minerais do solo pelos íons fosfato em solução. A planta, ao absorver P, atua como dreno para este elemento, e o solo, por sua vez, também atua como dreno mais potente que as plantas, ao adsorvê-lo fortemente, a ponto de fixar os íons fosfato. À medida que avança o estádio de intemperismo do solo, há grande desequilíbrio em favor do dreno solo (adsorção), em relação ao dreno planta (absorção), podendo decorrer daí que a planta não mais sustente a competição por esse elemento (Leal; Velloso, 1973). A reação de redução do Fe(III) a Fe(II) torna de fundamental importância na biogeoquímica de sistemas naturais e, sobretudo, quando relacionada com o fenômeno de adsorção de fosfatos em solos tropicais, comumente ricos em óxidos de Fe.

Os mecanismos das reações de adsorção envolvem ligações químicas (troca de ligantes) do fosfato com a superfície dos minerais do solo, principalmente os óxidos de ferro e de alumínio. Assim, quando os íons entram em contato com a superfície dos óxidos, ocorre, inicialmente, atração eletrostática, consolidando-se, numa segunda etapa, a adsorção específica, por via da troca de ligantes, ou seja, por meio de ligações coordenadas ao óxido ligante, mono ou bidentado. Dessa forma, o P passa a fazer parte da estrutura dos óxidos (Leal; Velloso, 1973; Sposito, 2008). Essa estrutura lhe confere maior estabilidade e, em consequência, menor disponibilidade de P para as plantas.

Em laboratório, por exemplo, a medida da capacidade máxima de adsorção de fosfatos em solos revela valores de 1 mg g^{-1} de P, ou mais, naqueles mais argilosos e intemperizados (maior teor de óxidos de Fe e de Al), como os Latossolos. Esse valor corresponde a 1.000 mg kg^{-1} de P ou 2.000 kg ha^{-1} de P, ou a 4.600 kg ha^{-1} de P_2O_5, o que leva, em termos práticos, a aproximadamente 25.556 kg ha^{-1} (mais de 25 toneladas por hectare) de superfosfato simples (fertilizante com cerca de 180 g kg^{-1} de P_2O_5).

Em condições de campo, observam-se alterações no potencial redox de solos, como, por exemplo, sob hidromorfismo (condição principal à saturação permanente ou na maior parte do tempo com água). Essas modificações nas características químicas e mineralógicas dos solos têm forte influência sobre o comportamento do P, modificando a relação entre suas formas no solo. Nesses solos, a reversibilidade da adsorção específica do P resultante da redução do Fe(III) dos óxidos leva ao aumento da concentração de Fe(II) e de P em solução. Mesmo nos solos aerados, ocorrem, constantemente, microcosmos com potencial redox diferente do solo como um todo, na porosidade de menor diâmetro (microporos), permanentemente saturado com água. Nesse sentido, a redução de fases cristalinas de Fe pode resultar na solubilização do P previamente adsorvido. Os mecanismos de redução microbiológica de Fe da fase sólida foram estudados por Lovley et al. (1996, 1998); Scott et al. (1998); Tombácz et al. (2004); Peretyazhko e Sposito (2005) e Fernández et al. (2008ab).

Utilizando uma quinona sintética, a antraquinona- 2,6-dissulfonato (AQDS), Scott et al. (1998) estimularam a redução de Fe^{3+}, similar à obtida com ácidos húmicos. Os microrganismos podem conservar energia para seu crescimento por via do transporte de elétrons para o aceptor AQDS, resultando em antra-hidroquinona-2,6-dissulfonato em estado reduzido (AHQDS), que pode, abioticamente, mediar a redução férrica, por meio da transferência de elétrons, regenerando AQDS oxidada. Quando microrganismos são cultivados em meio contendo AQDS e Fe^{3+}, também são aptos a transferir elétrons para os ácidos húmicos (Lovley et al., 1996, 1998).

Como os ácidos húmicos podem atuar como transportadores de elétrons, entre microrganismos e óxidos de Fe, se estes contiverem P adsorvido, após a desestabilização da estrutura, pode-se esperar um aumento da solubilização desse nutriente. Peretyazhko e Sposito (2005) estudaram amostras de solos de florestas tropicais húmicas, em Porto Rico, e verificaram a redução de espécies sólidas de Fe(III), e subsequente aumentos das concentrações de P em solução, confirmando os dados de Lovley et al. (1996, 1998), Scott et al. (1998) e Tombácz et al. (2004).

Entretanto, estudando a redução do solo com sacarose e ácidos orgânicos, Fernández et al. (2008a, 2008b) observaram que a diminuição do potencial redox não resultou em aumento expressivo da concentração de P em solução. Contudo, os autores trabalharam com solos altamente intemperizados e, dada a natureza pobre e pouco diversa em nutrientes, microrganismos e material orgânico humificado (redutor), é provável que não tenha ocorrido a formação de biofilmes ativos, compromentendo a capacidade redox e a solubilização de fosfatos, tão dependentes de um ambiente ecologicamente equilibrado.

A extensão atual desses mecanismos de redução de Fe(III) na fase sólida e de solubilização de P em ambientes naturais deve ser mais bem compreendida, pois a taxa de redução microbiana de ácidos húmicos e de Fe^{3+} não dependeria apenas da concentração de matéria orgânica e do potencial redox, mas também dos microrganismos apropriados (Struyk; Sposito, 2001; Baldotto et al., 2007). Na presença de ácidos húmicos como mediadores das reações redox, o sistema integrado poderia superar as limitações impostas pela baixa solubilidade das formas mais cristalinas de ferro, aumentando a cinética de redução. As condições de pH, E_H e de concentrações de P no interior dos biofilmes microbianos (Baldotto, 2006) são diferentes daquelas da matriz do solo.

Na ausência de uma microbiota apropriada, considerando-se os potenciais observados na Tabela 1 e interpretados com base nos dados da Figura 1, essa redução, supostamente, não poderia prevalecer. Espera-se, entretanto, que a redução enzimática, apropriadamente catalisada por microrganismos, resulte na diminuição do potencial redox das substâncias húmicas, aumentando seu poder redutor. Nos biofilmes, as atividades desses agentes podem, portanto, influenciar o campo de estabilidade das espécies químicas existentes, com condições de equilíbrio diferentes daquelas previstas em laboratório (Lindsay, 1979; Stumm; Morgan, 1996; Struyk; Sposito, 2001; Baldotto, 2006; Sposito, 2008).

Ação das propriedades redox na humificação, no acúmulo de carbono e na geração de cargas negativas no solo

A capacidade de oxidação (Cox) das substâncias húmicas varia com o pH da titulação redox e, dentro de cada valor de pH, é analogamente modificada de acordo com a origem das amostras, ou seja, o fator quantidade de elétrons transferíveis, nas condições especificadas, varia com a gênese dessas substâncias (Matthiessen, 1995; Struyk; Sposito, 2001; Baldotto et al., 2007, 2008b, 2009a, 2010a, 2013; Dobbss et al., 2009).

Matthiessen (1995), estudando amostras de ácidos húmicos sintéticos, encontrou valores médios de 7,5 mol_c kg^{-1} a pH 5,0 e de 10,5 mol_c kg^{-1} a pH 7,0. Struyk e Sposito (2001) determinaram valores de COx entre 1,09 e 6,50 mol_c kg^{-1} a pH 5 e variando de 3,30 até 11,50 mol_c kg^{-1} a pH 7 para ácidos húmicos isolados de amostras padrão da Internacional Humic Substances Society. Baldotto et al. (2007), trabalhando com ácidos húmicos de adubos orgânicos, verificaram COx de 3,88 a 4,39 mol_c kg^{-1} a pH 5 e de 5,35 a 7,89 mol_c kg^{-1} a pH 7. Baldotto et al. (2008b), estudando ácidos húmicos obtidos de solos sob cultivo contínuo com cana-de-açúcar, submetida ou não à queima para a colheita ou à aplicação de vinhaça, encontraram COx variando de 1,01 a 3,44 mol_c kg^{-1} a pH 5 e de 1,64 a 6,44 mol_c kg^{-1} a pH 7,0. Para a matéria orgânica isolada do Rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, nas quatro estações do ano e por dois anos sucessivos, os valores determinados por Baldotto et al. (2009a) variaram de 0,11 a 0,19 mol_c kg^{-1} a pH 5 e de 0,17 a 0,32 mol_c kg^{-1} a pH 7,0. A capacidade de oxidação (Cox) de ácidos húmicos isolados de solos modais do Estado do Rio de Janeiro (Embrapa, 1980), em diferentes estádios de intemperismo, situaram-se entre 2,69 e 6,43 mol_c kg^{-1} (Baldotto et al., 2010a) e a de Latossolos modais brasileiros, para ácidos húmicos, oscilou entre 1,0 e 2,3 mol_c kg^{-1} a pH 5,0 e de 1,5 a 3,5 mol_c kg^{-1} a pH 7,0, e para ácidos fúlvicos oscilou de 0,5 a 1,3 mol_c kg^{-1} a pH 5,0, e de 1,0 a 2,5 mol_c kg^{-1} a pH 7,0 (Dobbss et al., 2009). Baldotto et al. (2013), estudando amostras de oceano, profundas, da bacia petrolífera de Campos dos Goytacazes, RJ, verificou COx de 0,65 a 4,94 e de 1,01 a 7,26 mol_c kg^{-1} a pH 5,0 e pH 7,0, respectivamente, negativamente relacionada com o aumento das isóbatas.

As variações da capacidade de oxidação (Cox) com o pH são típicas dessas reações redox que envolvem prótons e, para as substâncias húmicas, podem ser entendidas de acordo com a equação 1. Quanto às alterações químico-estruturais, modificadas de acordo com a gênese das substâncias húmicas, foram verificadas relações positivas entre a COx e a concentração de grupos funcionais fenólicos, quinonas e semiquinonas (Baldotto et al., 2007; 2008b). A correlação com a concentração de grupos carboxílicos foi baixa. Esses resultados revelam uma ordem de aumento da COx com a presença de estruturas condensadas, indicadora de maior estabilidade do C no solo. Quanto à acidez carboxílica e fenólica, estudos indicam sua relação com maiores alifaticidade e aromaticidade, respectivamente (Schnitzer; Gupta, 1965; Stevenson, 1994; Sposito, 2008).

A tendência observada entre a capacidade de oxidação (Cox) e a concentração de grupos funcionais é, portanto, recomendável para o estabelecimento de modelos preditivos para os atributos químico-estruturais das substâncias húmicas, ou seja, seu grau de condensação e aromaticidade. Esses resultados

convergem com as análises espectroscópicas da matéria orgânica humificada (Rovira et al., 2002; Baldotto, 2006).

Nos trabalhos de Baldotto et al. (2007; 2008b), os ácidos húmicos com maior poder redutor apresentaram menor relação entre a absorbância, em 465 e 665 nm, no espectro UV-Vis (E_4/E_6), cujos valores são 46, indicativos do seu tamanho e massa molar (Kononova, 1982, Chen et al., 1977). Adicionalmente, a COx dos ácidos húmicos relacionou-se estreitamente com a intensidade de fluorescência, em 465 nm. A intensidade de fluorescência advém de aspectos eletroquímicos das substâncias húmicas, associados a anéis aromáticos condensados ou cadeias alquílicas insaturadas (Milori et al., 2002; Pérez et al., 2004; Saab; Martin-Neto, 2003; Conte et al., 2007). Milori et al. (2002) e Baldotto et al. (2008b) verificaram que a estabilidade dos ácidos húmicos pode ser estimada por meio de modelos preditivos entre a aromaticidade, na forma de semiquinonas, e a IF_{465}.

Canellas et al. (2008a), estudando amostras de solos modais do Estado do Rio de Janeiro, observaram aumentos dos sinais de ressonância magnética nuclear do ^{13}C (Ressonância Magnética Nuclear - RMN 13C) dos ácidos húmicos, na região entre 112 e 220 ppm, correspondente a espécies sp^2 C aromáticas ou olefinas e incluindo, também, carbonilas de quinonas. Esses maiores sinais foram correlacionados com a capacidade de oxidação (Cox) dessas amostras por Baldotto et al. (2010a). Aumento simultâneo do C hidrofóbico e da COx dessas amostras foi observado. A relação entre hidrofobicidade e estabilidade da matéria orgânica foi abordada por outros trabalhos (Conte et al., 2007; Xiaoli et al., 2007). A diminuição do C alquílico foi observada em solos tropicais, na medida em que se intensificaram os processos de uso agrícola (Spaccini et al., 2006).

Aumentos da capacidade de oxidação (Cox) dos ácidos húmicos e de sua aromaticidade seletiva para maior estabilidade, ou seja, suas concentrações de grupos fenólicos, quinonas e semiquinonas, indicadas, respectivamente, por ^{13}C por ressonância magnética nuclear (RMN) e por ressonância paramagnética de elétrons (RPE), foram verificados por Baldotto et al. (2008b), estudando áreas na região Norte Fluminense sob contínuo cultivo (mais de 50 anos) com cana-de-açúcar, submetida ou não à queima da palha para a colheita e, também, recebendo, ou não, aplicações anuais de vinhaça. Essa relação indica que a estabilidade dos estoques de C depende da direção em que seguem as suas reações de oxidação e redução, nas quais há envolvimento desses grupos funcionais aromáticos.

Dados estimados por cálculos de energia livre de reação mostraram que espécies de quinonas oxidadas e reduzidas formam assembleias muito estáveis, ligadas ou não por grupos alquil (Tossell, 2009). Essas evidências, também com base em propriedades termodinâmicas a partir de métodos instrumentais (espectroscopias), corroboram os dados de eletroquímica aqui apresentados, convergindo para a teoria dos arranjos supramoleculares das substâncias húmicas apresentada por Piccolo (2001, 2002). Essa convergência reforça o fato de a gênese das substâncias húmicas estar associada à estabilização de quinonas e indica que a atração entre quinonas doadoras e receptoras de elétrons pode ser computada entre as forças que mantêm as associações supramoleculares (Tossell, 2009).

Os processos pedogenéticos que atuam na formação dos solos são bem evidenciados pelas diferenças quantitativas e qualitativas observadas na sua fração orgânica. Os valores da capacidade de oxidação (Cox) dos ácidos húmicos isolados de solos em diferentes estádios de intemperismo por Baldotto et al. (2010a) e por Dobbss et al. (2009) estão relacionados com o índice Ki, a atividade da argila e a fertilidade do solo. Baldotto et al. (2010a) observaram que os incrementos dos valores da COx dos ácidos húmicos foram, também, acompanhados de aumentos dos valores de relação ácidos húmicos/ácidos fúlvicos, teor de argila, CTC, saturação por bases e pH, com simultânea diminuição do pH e da concentração de Al^{3+} dos solos.

Ação na solubilização de fosfatos naturais de rocha

Baldotto et al. (2011a), por exemplo, demonstraram, de forma inovadora, o potencial de uso de ácidos húmicos (9,3 mmol L^{-1} de C, na forma de ácidos húmicos de vermicomposto, combinados com ácido cítrico – 0,005 mmol L^{-1}) no aumento da eficiência da adubação foliar de abacaxizeiro com fosfato de rocha (fosfato de Araxá), demonstrado por Baldotto et al. (2011a), os quais verificaram aumento dos conteúdos foliares de N, P, K, Ca e Mg e no crescimento da parte aérea das mudas.

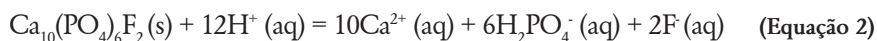
O aumento da solubilização da rocha fosfática pelas substâncias húmicas ocorre por meio dos seguintes mecanismos (Baldotto et al., 2011a):

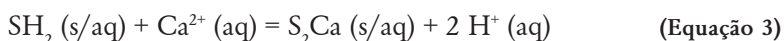
i) suprimeto de prótons pelos ácidos orgânicos dos grupos funcionais;

ii) complexação de Ca^{2+} pelos ligantes orgânicos dos ácidos orgânico e húmico; e

iii) estímulo fisiológico das plantas, isto é, a bioatividade das substâncias húmicas, que pode ter incrementado a eficiência dos transportadores de P.

A seguinte reação representa a dissolução ácida da fluorapatita ($Ca_{10}(PO_4)_6F_2$):

$$Ca_{10}(PO_4)_6F_2\,(s) + 12H^+\,(aq) = 10Ca^{2+}\,(aq) + 6H_2PO_4^-\,(aq) + 2F^-\,(aq) \quad \textbf{(Equação 2)}$$

A solubilização de P pelas rochas fosfáticas tem como mecanismos os itens i e ii apresentados acima e mostrados na equação 2. Na equação 2, o consumo de protons e a liberação de Ca^{2+} pode ser explicada pela acidez dos grupos funcionais ácidos das substâncias húmicas, sendo, simultaneamente, uma reação com mecanismo de troca de cátions, pois o íon metálico fica complexado no ligante (húmico) dissociado. A equação 3, a seguir, exemplifica essa reação de troca/complexação (Baldotto et al., 2011a):

$$SH_2\,(s/aq) + Ca^{2+}\,(aq) = S_2Ca\,(s/aq) + 2\,H^+\,(aq) \quad \textbf{(Equação 3)}$$

Na equação 3, S representa dois mol_c de grupos funcionais ácidos orgânicos na fase sólida ou aquosa (superfície das substâncias húmicas). Os grupos funcionais carboxílicos tendem a predominar na acidez das substâncias húmicas (SH), com valores de pK consistentes com a dissociação esperada.

Nas equações 2 e 3, o H^+ é um reagente e Ca^{2+} é um produto. Assim, a remoção do produto (íon metálico), complexado pelo ligante orgânico, as superfícies negativas pela ionização do próton acontece rapidamente (Sposito, 2008), deslocando o equilíbrio da reação de dissolução para a direita (Princípio de Le Chatelier). Portanto, esse processo está de acordo com o mecamismo do item iii citado anteriormente, que infere que as plantas estimuladas tendem a abosrver mais P e Ca, e remover também esses produtos, incrementando a velocidade de reação de solubilização da rocha fosfática remanescente.

Simultaneamente, a abosorção de Ca^{2+} estimula a estrusão de H^+ com seu aumento na solução e, sendo um reagente na dissolução da apatita (Equação 2), eleva a acidez e o deslocamento da reação para a direita. Esse mecanismo de estimulação (bioatividade) das substâncias húmicas, ativando maior absorção de outros cátions, com equivalente extrusão de protons, além dos mecanismos de crescimento ácido/divisão celular, explica os resultados de aumento da disponibilidade de P, com maior absorção pelas plantas tratadas com substâncias húmicas e fosfatos de rocha (Baldotto et al., 2011a). Adicionalmente, a eficiência dos transportadores de P poderia ser aumentada pelas substâncias húmicas, com maior acúmulo do nutriente pelas plantas (Canellas et al., 2002, 2006, 2008a, 2008b; Zandonadi et al., 2007). Essse mecanismo acontecendo, retirando o produto P da solução, incrementa a velocidade da reação dissolução da apatita na equação 2.

Física

Agregação, estrutura e porosidade são atributos físicos fundamentais para a fertilidade. Todos eles advêm da qualidade químico/mineralogical e da biologia do solo condicionando a gênese das substâncias húmicas.

Na fertilidade do solo há processos significativamente influenciados pela porosidade dos solos (física), como a adsorção específica de fosfatos pela fração argila. A mineralogia predominantemente composta por "óxidos" de ferro e de alumínio dos Latossolos é um dos fatores limitantes na agricultura tropical. A física, entre outros fatores, pode influenciar a química do solo quando ocorre a diminuição do espaço entre as superfícies hidroxiladas oxídicas (solo compactado), durante a difusão do íon fosfato no solo, resultando em maior aproximação entre superfície adsorvente (partículas de solo rica em goethita, hematita e gibbsita) e íon adsorvido (fosfato), o que agrava o processo de adsorção específica.

Além dessa especial interface entre física e química do solo, no caso da dinâmica do fósforo, problemas na porosidade podem afetar a disponibilidade de nutrientes, interferindo, por exemplo, nos mecanismos de transporte de nutrientes no solo (fluxo de massa, difusão e interceptação radicular), notadamente na difusão de P que é afetada pelo teor de água e pela concentração de P na solução do solo, entre outros fatores. Adicionalmente, a relação entre as fases sólida e líquida do solo, gerando a sua porosidade natural, governará os fluxos de gases (atmosfera do solo) e a dinâmica e concentração de nutrientes na solução do solo, afetando equilíbrios químicos e, consequentemente, biológicos no sistema solo.

Dentre os fatores que sustentam a vida em toda a sua diversidade nos diferentes ecossistemas, a agregação do solo interfere de modo direto nos ciclos biogeoquímicos. A agregação resulta na estrutura e porosidade do solo, bem como na dinâmica de ar e água no solo. A agregação possibilita funções (serviços ambientais ou ecossistêmicos) como a infiltração da água no solo, com recarga dos aquíferos e alimentação das nascentes das redes fluviais. A agregação também torna possível a existência dos microssítios para desenvolvimento da biologia do solo que, arranjada em biofilmes, é uma das fronteiras do conhecimento pela qual novas tecnologias serão geradas.

As substâncias húmicas geram cargas negativas e diminuem o ponto de carga zero do solo, aumentando a CTC, mesmo em situações de elevado grau de acidez do solo, o que é relevante já que a magnitude do complexo sortivo é fator limitante para o uso eficiente de nutrientes pelas plantas em solos tropicais intemperizados (Baldotto et al., 2014d).

Baldotto et al. (2010a), estudando a eletroquímica das substâncias húmicas

medindo sua capacidade de transferir elétrons, indicaram a relação entre estas cargas negativas e o ponto de carga zero (PCZ). Para planejamento do aumento dos teores de carbono no solo (estabilização, sequestro, etc), é fundamental conhecer a relação entre a densidade de carga e seu sinal. Assim, são necessários estudos que relacionem propriedades termodinâmicas da matéria orgânica com a química de superfície dos solos, objetivando o entendimento dos mecanismos de interação entre os compartimentos orgânico e mineral e de estabilização do húmus (Stevenson, 1994; Piccolo, 2001; Struyk; Sposito, 2001; Sutton; Sposito, 2005) nos ecossistemas tropicais (Baldotto et al., 2010a).

A química das substâncias húmicas é também um reflexo da qualidade ecológica dos sistemas estudados. Tanto a estabilização dos seus estoques quanto sua capacidade de gerar cargas são beneficiadas pela elevada disponibilidade de bases, baixa acidez e alta densidade de carga negativa dos solos menos intemperizados, em relação aos altamente intemperizados, pobres em nutrientes, de baixa CTC e ácidos (Baldotto et al., 2010a). Contudo, nos solos mais intemperizados, a despeito de sua maior necessidade de incrementos da quantidade e da qualidade da matéria orgânica para melhorar sua fertilidade, ocorrem os menores estoques de carbono, com a menor disponibilidade de cargas negativas. Infere-se, assim, que a produção e a preservação das formas de carbono é maior nos solos menos intemperizados, de maiores áreas superficiais específicas, capacidade de troca iônica (argilas de maior atividade química, como as do tipo 2:1), disponibilidade de bases, além de menores adsorção de P e grau de acidez (Baldotto et al., 2014d).

Nos solos muito intemperizados, como nos Argissolo e Latossolo, os fatores climáticos intensos e a baixa disponibilidade de nutrientes resultaram em matéria orgânica com menor grau de humificação. Nesses sistemas com mais avançado estádio de intemperismo, especialmente nos Latossolos, os processos de perda tendem a superar os de ganho e a resultante confere um ambiente biológico menos diversificado e mais especializado, com ação regulada pelos ciclos climáticos, dadas as maiores intensidades a que este é submetido (Jackson; Sherman, 1953; Baldotto et al., 2010a). Como exemplos, são citadas as menores áreas superficiais específicas, a geração de cargas elétricas, a capacidade de retenção de íons dos coloides e a estabilização dos estoques de carbono no solo, sinalizando que a humificação ocorre em menor taxa (Baldotto et al., 2010a).

Aumentos de fertilidade e da concentração de substâncias húmicas (SH) foram observados em alguns solos antropogênicos da região Norte do Brasil. Nesses sistemas, os Latossolos, mesmo sob ambientes favoráveis à decomposição da matéria orgânica do solo (Amazônia), apresentaram horizonte A antrópico (Embrapa, 2013), com elevados estoques de carbono, enriquecido em bases

trocáveis, com pH em torno de 6,5, alta CTC, estrutura bem desenvolvida, possibilitando adequados fluxos da atmosfera e da solução do solo e elevados teores de P, ou seja, alta fertilidade. A natureza da estabilização do húmus nesses sistemas ainda não foi totalmente esclarecida.

Contudo, existe razoável convergência sobre a formação de estruturas condensadas de carbono no húmus, advindas do uso contínuo e conjunto de resíduos minerais e orgânicos (queimados ou não), em áreas de Latossolos. Nesse sentido, os resultados de Baldotto et al. (2014d) convergem para a necessidade de incrementar a qualidade e a quantidade das formas humificadas de carbono orgânico nos solos tropicais, pois estes tendem às diminuições de CTC e de disponibilidade de bases e aos aumentos de adsorção de P e de acidez, fatores antagônicos à fertilidade do solo. Portanto, além das tradicionais práticas de manejo e de conservação do solo, incluindo a integração de florestas à lavoura e à pecuária, o desenvolvimento de novos fertilizantes, combinando fontes orgânicas, minerais e biológicas (Baldotto et al., 2011a; 2012, 2014b), é uma alternativa fundamental para, ciclo após ciclo, inverter o processo de degradação de muitas áreas tropicais, como os solos antropogênicos, os quais são o registro de sucesso tecnológico de adubações orgânico-minerais em sistemas agroflorestais (Baldotto, 2006).

Outro conceito de fertilidade do solo integrando química, física e biologia, sob o pano de fundo húmus, ganha destaque com o exemplo da íntima relação entre a eletroquímica (cargas) e a física do solo (Baldotto et al., 2010a). O índice redox de estabilidade do carbono no solo associa-se com as características morfogenéticas dos solos, em especial à estrutura, atributo macromorfológico genético relacionado com aspectos mineralógicos/químicos, físicos e biológicos dos solos (Baldotto et al., 2010a). Maiores valores de capacidade de oxidação (Cox) (estabilidade dos estoques de C) foram observados na sequência de predomínio estrutural: estrutura composta, com blocos grandes, formando prismas (Chernossolos) > estrutura simples, com blocos grandes (Luvissolos) > estrutura simples, com blocos pequenos (Argissolos) > blocos malformados ou granulares (Latossolos) (Baldotto et al., 2010a).

Biologia

Revisões detalhadas sobre a bioatividade de substâncias húmicas foram publicadas por Baldotto e Baldotto (2014), Rose et al. (2014), Canellas et al. (2015) e Keiji et al. (2020). A revisão de Baldotto e Baldotto (2014) está concentrada em aspectos químicos, físicos e biológicos da ação das substâncias húmicas, bem como das formas de aplicação dos produtos contendo essas subsâncias em nível de campo. A relação entre química, física e biologia foi

confirmada por Baldotto e Baldotto (2018), revelando a natureza indissociável da ecologia das subsâncias húmicas e a necessidade de estratégias de manejo integrado. As revisões de Rose et al. (2014), Canellas et al. (2015) e Keiji et al. (2020) confirmam os fatores que contribuem para a bioatividade, entre os quais incluem a origem (fonte), as condições ambientais de cultivo, o tipo de planta a ser tratada e o modo de aplicação. Esses aspectos serão abordados a seguir considerando as condições tropicais, bem como será discutido o investimento em substâncias húmicas.

Bioatividade dos ácidos húmicos

A decomposição dos resíduos vegetais no solo não destrói, ao menos totalmente, as suas substâncias bioativas e, ainda, pode modificá-las e/ou gerar novas moléculas, as quais persistiriam e se estabilizariam junto com as substâncias húmicas. Os modelos conceituais (macromolecular e supramolecular) possibilitam suportar essa hipótese e os dados experimentais fornecem indicações desse mecanismo.

As substâncias húmicas alteram o desenvolvimento das plantas (Chen; Aviad, 1990; Nardi et al., 2002; Canellas et al., 2002; Chen et al., 2004; Canellas; Olivares, 2014). Além disso, os efeitos ocasionados no solo, como complexação de metais, aumento da capacidade de troca catiônica, fornecimento de nutrientes e retenção de umidade, interferem indiretamente no metabolismo vegetal (Rocha; Rosa, 2003). As substâncias húmicas também atuam diretamente no metabolismo vegetal por influenciarem o transporte de íons, a atividade respiratória, o conteúdo de clorofila, a síntese de ácidos nucleicos e a atividade de várias enzimas (Nannipieri et al., 1998).

Os ácidos húmicos atuam em diferentes níveis de organização do corpo da planta e em várias etapas envolvidas na fisiologia vegetal, como expressão de genes (Elena et al., 2009), presença de organelas (Jannin et al., 2012), metabolismo primário (Trevisan et al., 2011), metabolismo secundário (Schiavon et al., 2010), crescimento e desenvolvimento (Trevisan et al., 2011) e produção de flores, frutos e sementes (Wangen et al., 2013; Arancon et al., 2006; Lima et al., 2011; Baldotto; Baldotto, 2013). Assim, os efeitos das substâncias húmicas, em especial da fração bioativa dos ácidos húmicos no manejo de sistemas agrários, serão discutidos a seguir.

Ação das substâncias húmicas no sistema radicular e na parte aérea

Os efeitos mais relatados dos ácidos húmicos nas plantas estão relacionados com o sistema radicular e envolvem a formação de raízes laterais (Canellas et al., 2002; Trevisan et al., 2010b; Baldotto et al., 2011c; Jindo et al., 2012; Mora et al., 2012), a formação de raízes adventícias (Baldotto et al., 2012; Baldotto et al., 2014a, 2014b), o alongamento radicular (Malik; Azam, 1985; Silva et al., 2000) e a formação de pelos radiculares (Canellas et al., 2011; Silva et al., 2011). Todos esses fatores aumentam a massa radicular e a área de superfície das raízes, contribuindo para maior absorção de água e de nutrientes (Eyheraguibel et al., 2008).

Além dos efeitos diretos na morfologia e na fisiologia radicular, os ácidos húmicos também atuam indiretamente, alterando a química e a dinâmica microbiana da rizosfera, por estimularem a exsudação de ácidos orgânicos e de açúcares pelas raízes (Canellas et al., 2008b; Puglisi et al., 2013). Ao alterarem o ambiente rizosférico, os ácidos húmicos interferem nas interações solo-microbiota-planta, principalmente na disponibilidade e na assimilação de nutrientes.

A influência dos ácidos húmicos na nutrição das plantas foi extensivamente avaliada em diferentes espécies cultivadas (Govindasmy; Chandrasekaran, 1992; Pilanal; Kaplan, 2003; Tejada; Gonzalez, 2003; Eyheraguibel et al., 2008; Baldotto et al., 2009b; Mora et al., 2010; Ameri; Tehranifar, 2012; Jannin et al., 2012). De modo geral, a aplicação de ácidos húmicos resulta em incrementos nos teores e conteúdos de macro e micronutrientes. A aplicação de ácidos húmicos de vermicomposto em abacaxizeiro, por exemplo, incrementou em 52%, 71%, 50%, 58% e 60% os conteúdos de N, P, K, Ca e Mg, quando comparados com os do tratamento controle (Baldotto et al., 2009b).

A assimilação de N em resposta aos ácidos húmicos foi estudada por Quaggiotti et al. (2004) e Mora et al. (2010). Segundo Quaggiotti et al. (2004), a aplicação de ácidos húmicos aumenta a absorção de nitrato (NO_3^-) pelas raízes de milho, por causa, possivelmente, da regulação da síntese de RNAm da principal H^+-ATPase de milho, a Mha2. Jannin et al. (2012) também verificaram incrementos na absorção de NO_3^- e assimilação de N em *Brassica napus*, concomitantemente à expressão de genes que codificam transportadores de nitrato.

As bases celulares e moleculares da atuação dos ácidos húmicos no sistema radicular ainda não foram elucidadas e algumas hipóteses surgiram, consolidadas em trabalhos de diferentes grupos de pesquisa. Uma delas diz respeito ao aumento verificado na solubilidade do complexo húmico-metal que facilita a absorção, principalmente, de micronutrientes (Chen; Aviad,

1990; Pinton et al., 1999; Chen et al. 2004). Outra diz respeito ao aumento da permeabilidade das membranas celulares, provocado pela ação surfactante dos ácidos húmicos (Visser, 1985). Assim, as membranas biológicas, em contato com uma solução de ácidos húmicos, teriam sua permeabilidade aumentada e, consequentemente, a entrada de íons e a nutrição celular seriam facilitadas (Visser, 1985). Uma terceira hipótese seria a de estímulo e/ou inibição das mais diversas atividades enzimáticas pelos ácidos húmicos.

Embora haja controvérsias quanto à atuação celular e molecular dos ácidos húmicos, atualmente, estudos apontam para uma estimulação da atividade e promoção da síntese das enzimas H^+-ATPases da membrana plasmática, num efeito semelhante ao auxínico (Nardi et al., 1991; Façanha et al., 2002; Canellas et al., 2002; Jindo et al., 2012). Façanha et al. (2002) demonstraram que ácidos húmicos, isolados de vermicomposto e de lodo de esgoto, promoveram o desenvolvimento radicular de plântulas de milho e de café e a ativação da H^+-ATPase de membrana plasmática.

As H^+-ATPases são enzimas transmembranares capazes de hidrolizar ATP (Hager et al., 1991; Frías et al., 1996), gerando energia e um gradiente eletroquímico que está diretamente envolvido em dois mecanismos fundamentais para o desenvolvimento vegetal: (i) energização do sistema secundário de translocação de íons, o que é fundamental para absorção de macro e micronutrientes (Sondergaard et al., 2004), mecanismo que pode ser explicado pela ação das H+-ATPases na despolarização da membrana plasmática e, consequentemente, na ativação de transportadores; (ii) promoção do aumento da plasticidade da parede celular por acidificação do apoplasto, fator fundamental para o processo de crescimento e alongamento da célula vegetal (Cosgrove, 1997). Esse último mecanismo está relacionado com a teoria do crescimento ácido, que postula que o aumento de extrusão de prótons, mediado pela H^+-ATPase da membrana plasmática, induz a ação de enzimas específicas que atuam sobre a parede celular, aumentando sua plasticidade e, consequentemente, permitindo o alongamento da célula (Rayle; Cleland, 1992).

Apesar da estrutura dos ácidos húmicos ainda não estar completamente elucidada, é reconhecido que essas substâncias são formadas por agregados moleculares heterogêneos, estabilizados por ligações de hidrogênio e interações hidrofóbicas (Piccolo et al., 2001). Albuzio e Ferrari (1989) postularam que o tamanho molecular dos ácidos húmicos pode ser modulado pela exsudação de ácidos orgânicos pelas raízes das plantas (exemplo: ácidos cítrico, oxálico, succínico e fumárico) e observaram que essas frações menores de ácidos húmicos são positivamente correlacionadas com a liberação de Ca, Mg, Fe e Zn. Canellas et al. (2008b) verificaram que plântulas de milho, cultivadas

em soluções contendo ácidos húmicos e ácido cítrico, modificam o perfil de exsudação de ácidos pelas raízes e incrementam as características de crescimento radicular e a atividade das H^+-ATPases.

A quebra das ligações fracas dos agregados moleculares de ácidos húmicos expõe moléculas com atividade semelhante às auxinas (Canellas et al., 2011). Vários trabalhos relataram a presença de auxinas na estrutura supramolecular dos ácidos húmicos (Canellas et al., 2002; Quaggiotti et al., 2004; Trevisan et al., 2010a, 2010b; Muscolo et al., 2013). Entretanto, os efeitos de estímulo ao crescimento e ao desenvolvimento radicular das plantas, em resposta à aplicação de ácidos húmicos, não são devidos apenas aos efeitos hormonais. Trevisan et al. (2011), por meio do monitoramento do perfil transcriptômico de *Arabdopsis thaliana* tratada com substâncias húmicas, verificaram que outras rotas metabólicas independentes de auxina estão presentes, exercendo efeitos positivos no crescimento da planta. Esses fatores poderiam atuar em conjunto com os fatores hormonais ou de forma independente (Mora et al., 2012). O aumento da concentração dos fitorreguladores auxina, etileno e óxido nítrico, em raízes de pepino tratadas com ácidos húmicos, não desempenham papel essencial na expressão das principais mudanças de arquitetura radicular (Mora et al., 2012).

Somados aos efeitos dos ácidos húmicos no sistema radicular, ressaltam-se, também, os efeitos estimulantes na parte aérea, como incrementos do acúmulo de nutrientes foliares, da biossíntese de clorofilas, da biossíntese de carotenoides, da presença de cloroplastos e do processo fotossintético (Vaughan; Malcolm, 1979; Chen; Aviad, 1990; Tejada; Gonzalez, 2003; Chen et al., 2004; Eyheraguibel et al., 2008; Ferrara; Brunetti, 2008; Baldotto et al., 2009b; Mora et al., 2010; Morais et al., 2011; Jannin et al., 2012; Ameri; Tehranifar, 2012; Ahmad et al., 2013). Todos esses fatores resultam em incrementos na produção de biomassa vegetal, produção de flores, frutos e de sementes (Atiyeh et al., 2002; Tejada; Gonzalez, 2003; Arancon et al., 2006; Baldotto et al., 2009b; Lima et al., 2011; Wangen et al., 2013; Baldotto; Baldotto 2013, 2014, 2015; Baldotto et al., 2014a).

Os mecanismos responsáveis pelo crescimento e desenvolvimento da parte aérea das plantas, em resposta à aplicação radicular e foliar de ácidos húmicos, ainda são pouco conhecidos. No trabalho de Mora et al. (2010), no qual raízes de plantas de pepino foram tratadas com ácido húmico, foi verificado que esses incrementos foram ocasionados pelo aumento da atividade de H^+-ATPases radiculares, acompanhado de mudanças na distribuição de nitrato entre raiz e parte aérea. Os autores observaram que o aumento da concentração de nitrato na parte aérea está relacionado com a maior concentração dos fitorreguladores citocininas e poliaminas (principalmente putrecina), levando aos incrementos no crescimento.

Rumo à integração da fertilidade (química, física e biologia)

Nos solos muito intemperizados, como os Argissolos e o Latossolos, os ácidos húmicos apresentaram os menores valores de capacidade de oxidação (COx) e também os menores valores de fertilidade integrada (química, física e biologia), indicando o fato de que nos solos que mais necessitam da matéria orgânica para o aumento da fertilidade, a sua quantidade e qualidade são, entretanto, inferiores (Baldotto, 2006).

No entanto, os aumentos conjuntos da fertilidade e da estabilidade da matéria orgânica foram observados por Cunha (2005), em alguns solos antropogênicos da região norte do Brasil. Mesmo sob ambientes favoráveis à decomposição da matéria orgânica (Amazônia), apresentaram horizonte A antrópico (Embrapa, 2013) enriquecido em matéria orgânica e bases trocáveis, com pH em torno de 6,5. A natureza da estabilização do húmus nesses sistemas ainda não foi totalmente esclarecida. Existe, contudo, razoável convergência sobre a preservação seletiva de estruturas condensadas na estrutura dos ácidos húmicos, com a estabilização de radicais livres semiquinonas e sua relação com a elevada disponibilidade de bases desses sistemas. Os resultados indicam que os efeitos de um manejo com contínua adição, bem planejada, de resíduos orgânicos e minerais e o não revolvimento do solo podem estar associados aos aumentos da estabilidade da matéria orgânica nesses solos e, especialmente, que esses efeitos podem ser estudados, visando a garantir formas de manejo que assegurem aumento da fertilidade do solo, com conservação do solo.

Uso de substâncias húmicas na agricultra

Por todos esses efeitos benéficos dos ácidos húmicos na produção vegetal, há um crescente interesse em seu uso nos sistemas agrícolas. No entanto, a aplicação não deve ser realizada de forma empírica, uma vez que a atividade biológica dos ácidos húmicos nas plantas é dependente da fonte, da concentração aplicada, bem como do genótipo da planta e condições de cultivo (Malik; Azam 1985; Valdrighi et al., 1996; Adani et al., 1998; Baldotto et al., 2011c; Aguiar et al., 2013; Baldotto et al., 2009b, 2012, 2013, 2014a; Baldotto; Baldotto, 2013; Keiji et al., 2020).

Fontes

Dentre as fontes mais usadas para extração de ácidos húmicos encontram-se a leonardita, o carvão, a turfa, o solo, os resíduos de animais e os compostos orgânicos feitos de húmus de minhoca (vermicompostos), de torta de filtro, de esterco bovino, de cama-de-frango, de resíduos de alimentos, de lixo urbano e de lodo de esgoto (Malik; Azam 1985; Adani et al., 1998; Atiyeh et al., 2002;

Arancon et al., 2003; Elena et al., 2009; Mora et al., 2010; Baldotto et al., 2007, 2009b, 2011c, 2014ab; Canellas et al., 2010; Silva et al., 2011; García et al., 2012, 2014; Jindo et al., 2012; Baldotto; Baldotto, 2013, 2014; Keiji et al., 2020).

Baldotto et al. (2011c) verificaram que ácidos húmicos mais estáveis, isolados de solos em estádio de intemperismo menos avançado, com argila de alta atividade e alta saturação por bases resultaram em maiores incrementos do crescimento radicular de *Arabidopsis thaliana*. De modo similar, a compostagem dos resíduos orgânicos favorece a extração de ácidos húmicos mais bioativos, quando comparados com os dos não compostados (Baldotto et al., 2007) e com maior hidrofobicidade (Jindo et al., 2012; Aguiar et al., 2013), ou seja, não apenas a fonte, mas também o estádio de maturação do composto influencia na qualidade dos ácidos húmicos.

A compostagem é uma forma de preparo de fertilizantes orgânicos a partir de resíduos vegetais ou animais por meio da sua decomposição e estabilização na forma de húmus, num processo genericamente denominado de humificação (Stevenson, 1994; Piccolo, 2001; Baldotto et al., 2007).

Na humificação, os resíduos macroscopicamente reconhecíveis são convertidos pelos microrganismos aeróbicos em um material escuro, estabilizado biológica, química e fisicamente o composto orgânico. Esses processos acontecem naturalmente no solo. Contudo, com maior influência das variações dos fatores ambientais, como temperatura, umidade e aeração, que geralmente retardam a estabilização. A compostagem, por outro lado, visa a fornecer condições próximas às ótimas para a humificação dos resíduos orgânicos. Entre os fatores que mais influenciam a velocidade da compostagem estão, além da composição inicial dos resíduos orgânicos, a aeração (oxigênio para a oxidação), a temperatura e a umidade.

Durante a compostagem ocorre a mineralização da matéria orgânica, aumentando a disponibilidade de nutrientes. Além disso, os compostos funcionam como bioestimulantes e condicionadores do solo, melhorando suas propriedades químicas, físicas e biológicas, como a capacidade de retenção de água e de nutrientes, a agregação das partículas, a porosidade, a atividade biológica, a supressão de pragas e de patógenos (Baldotto et al., 2007; Busato et al. 2009).

A decomposição dos resíduos orgânicos libera calor e, portanto, a aplicação de resíduos não humificados ("curtidos") junto ao sistema radicular das plantas é inadequada, podendo resultar na sua morte. Assim, os resíduos orgânicos dificilmente podem ser usados como fertilizantes, antes da devida compostagem. Adicionalmente, os materiais orgânicos provenientes de diversas atividades industriais e agropecuárias necessitam ser reciclados, agregando valor

econômico e prevenindo perturbações ambientais advindas de seu acúmulo inconveniente, sendo, portanto, matérias-primas de alto interesse para o processo de compostagem e para o desenvolvimento de novas tecnologias em fertilizantes (Baldotto, 2006).

A compostagem é um processo ecológico complexo (Baldotto, 2006; Budziak et al., 2004). De forma geral, a compostagem é realizada combinando os resíduos orgânicos com inoculantes biológicos, em pilhas ou leiras que são reviradas e irrigadas para o controle da aeração, da umidade e da temperatura, num tempo que varia, com os materiais orgânicos e com as condições da compostagem, geralmente, de dias a meses (Gomes, 2021).

A compostagem pode ser dividida em três fases. A primeira, denominada fitotóxica ou mesofílica, é caracterizada por reações ácidas, provenientes dos ácidos orgânicos, bem como dos estercos. Em condições adequadas, a fase fitotóxida dura de 10 a 20 dias. Decorridas as primeiras duas a três semanas, acontece a segunda fase, de semicura ou termofílica, na qual ocorre o processo de estabilização biológica. O fim desse estádio indica que o material não mais liberará calor e, também, não apresentará teores altos de acidez. A terceira fase é de estabilização biológica ou maturação, indicando que os microrganismos sintetizaram suas enzimas, efetuaram a decomposição dos resíduos orgânicos e finalizaram o ciclo de vida, sendo também decompostos, numa sucessão ecológica, até que o resíduo se estabilize. A terceira e última fase completa a humificação.

A estabilização química indica que as substâncias presentes não estão mais reagindo entre si e sendo processadas pelos decompositores, apenas aumentam o seu grau de condensação, modificam a estrutura e conformação, ou seja, adquirem estabilidade física. A humificação consiste na maturação biológica, química e física do composto orgânico, sendo o último estádio da compostagem (Baldotto, 2006).

Dentre os resíduos orgânicos com potencial econômico para a compostagem, a cama de aviário, que consiste em excreta – urina e fezes –, penas, descamações de pele, restos de alimento e soluções aquosas dos comedouros e bebedouros, misturados às camadas de palhas usadas para forrar os galpões de avicultura, é de grande valor (Baldotto et al., 2007). A cama de aviário é um resíduo abundante, uma vez que a avicultura de corte produz, em média, 4 Mg de cama de aviário por ano, para cada 1.000 aves. Até o ano de 2004, quando entrou em vigor a Instrução Normativa (IN) nº 8, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), a cama de aviário era usada na alimentação de bovinos. De forma complementar, a IN nº 41 do MAPA, de 2009, trata das punições cabíveis se não cumprida essa proibição. Com a proibição, inclusive, de seu uso

a lanço em pastagens, sem a devida carência, surgiu a necessidade econômica e ambiental de buscar um destino adequado para a cama de aviário. A produção de fertilizantes orgânicos é a opção tecnológica mais promissora, uma vez que agrega maior valor econômico. Contudo, a despeito de existirem trabalhos evidenciando a potencialidade agronômica da cama de aviário, é necessária a obtenção de bases científicas, e não apenas empíricas, para o planejamento e uso adequado desse resíduo na produção de fertilizantes orgânicos.

Os biofertilizantes, considerados pelo MAPA como produto que contém princípio ativo ou agente orgânico, isento de substâncias agrotóxicas, capaz de atuar, direta ou indiretamente, sobre o todo ou parte das plantas cultivadas, elevando a sua produtividade, sem ter em conta o seu valor hormonal ou estimulante, podem ser preparados a partir de resíduos orgânicos, tanto em condições aeróbicas como anaeróbicas (Baldotto, 2006). A proporção entre água e resíduos orgânicos nos biofertilizantes é de 10% a 50%.

Além dos resíduos orgânicos como a cama de aviário, os biofertilizantes podem ser enriquecidos com aditivos para melhorar as suas características nutricionais misturando fosfatos de rocha e micronutrientes no processo. A mistura de fontes de açúcares e carboidratos auxiliam a atividade microbiana durante a produção do biofertilizante. Além disso, podem ser enriquecidos pela adição de biofertilizantes produzidos anteriormente ou compostos orgânicos, terriços de serapilheira e liteira. A estabilização pode ser monitorada pela paralização da atividade biológica e do desprendimento gasoso e pela análise do pH, da temperatura e dos teores de nutrientes, incluindo-se a relação C/N.

Concentração, genótipo e forma de aplicação

Independentemente da fonte de matéria orgânica utilizada, geralmente observa-se que concentrações mais baixas de ácidos húmicos apresentam atividade estimulante, na fisiologia vegetal, e que concentrações elevadas resultam em diminuição do crescimento e do desenvolvimento das plantas (Baldotto et al., 2009b; Baldotto; Baldotto, 2013, 2014; Baldotto et al., 2014ab), o que torna necessário mais estudo para se definir a dose de ácidos húmicos que resulta na máxima eficiência para a característica desejada, em determinada espécie vegetal. O sucesso da aplicação comercial dos ácidos húmicos em viveiro e/ou em campo, para incrementar a produção vegetal, depende de estudos que definam a dose ótima para cada espécie, como apresentado na Tabela 3. Baldotto e Baldotto (2014c) verificaram que a aplicação por imersão de ácidos húmicos, em concentrações entre 15 e 20 mmol L^{-1} de C, em sementes de girassol ornamental, cultivado em campo, melhorou a qualidade de hastes florais (maior comprimento e maiores diâmetro da haste floral e diâmetro da

inflorescência), e a concentração de 37,8 mmol L^{-1} de C resultou em maior produção (número de hastes florais).

A Tabela 3 apresenta diferentes grupos de plantas tratadas com substâncias húmicas em experimentos de bioatividade. Os ácidos húmicos aplicados nas plantas, normalmente em solução (e/ou suspensão) aquosa, atuam no metabolismo das plantas com efeitos "auxínicos", estimulando a emissão de raízes laterais. Sendo, portanto, esperados efeitos concentração dependentes, como abordado. Além disso, também é genótipo dependente.

Dentre todos os efeitos dos ácidos húmicos, a emissão de raízes laterais facilita os mecanismos de transporte dos nutrientes do solo às plantas, incrementando a sua absorção. Plantas bem nutridas toleram muito melhor os estresses bióticos – por exemplo, pragas, doenças e competição com as plantas invasoras – e abióticos – seca e toxidez. Como os experimentos são desenvolvidos com genótipos de mercado que não foram melhorados geneticamente para respostas (interação) com a bioatividade de substâncias húmicas, espera-se que, com a implementação de linhas de pesquisa diretas buscando genótipos promissores e que possam mostrar superioridade para a resposta ao bioestímuo, efeitos ainda mais expressivos sejam revelados.

O tratamento do material propagativo com soluções de ácidos húmicos é realizado por algumas horas de contato entre as sementes, estacas ou mesmo nas bandejas (Tabela 3). Nas fases seguintes, a pulverização das plantas com substâncias húmicas aumenta a eficiência agronômica.

A aplicação dos ácidos húmicos é bem-sucedida quando efetuada antecedendo as mudanças de estádios de desenvolvimento (fases da vida das plantas). Isso acontece desde a germinação, no caso da propagação seminífera ou na clonagem/cultura de tecidos, quando a propagação é vegetativa. Daí em diante as aplicações podem ser direcionadas às mudanças de estádio vegetativo, quando as plantas alteram seu metabolismo. É possível inferir que os ácidos húmicos são estimulantes do metabolismo, ou seja, bioestimulantes. A aplicação de ácidos húmicos garante estímulo nas fases de crescimento/desenvolvimento vegetal e o melhoramento genético visando materiais com interação positiva com as substâncias húmicas trará avanço marcante na área.

Otimização do processo e ganho de produtividade

O mais importante é usar um ácido húmico isolado de matéria orgânica adequadamente humificada e calibrar a concentração de forma correta, pois o efeito depende da quantidade aplicada em solução. Ácidos húmicos extraídos de adubos orgânicos com adequada compostagem e materiais bem escolhidos, de vermicompostos e de bokashi, estão entre os que apresentam as melhores

respostas na performance das plantas tratadas. Também a adição de ácidos orgânicos, como o ácido cítrico, como aditivos e a mistura com bactérias promotoras de crescimento de plantas melhoram a performance das plantas. No caso do ácido cítrico, há uma simulação do efeito da rizosfera, pois as plantas não esperam passivamente que o solo ceda nutrientes, mas de certa forma tomam, usando mecanismos que necessitam ser melhor estudados. Um deles é a síntese e exsudação de ácidos orgânicos, que modificam o pH, o estado redox e a força iônica do meio, melhorando a capacidade dos ácidos húmicos em disponibilizar as substâncias bioestimulantes.

A maioria dos estudos mostra efeitos positivos dos ácidos húmicos, em grande parte acima de 10% de ganho, não sendo raro superar 40% (Tabela 3). Contudo, pode ocorrer ausência de efeito, caso de algumas pastagens, talvez pela razão das pastagens serem plantas de metabolismo muito ativo, com forte produção hormonal. Na meta-análise de efeitos aleatórios realizada por Rose et al. (2014), aumentos superiores a 20% na biomassa das plantas tratadas com substâncias húmicas foram estimados. No entanto, as respostas reais variaram consideravelmente e foram influenciadas principalmente pela fonte, a taxa de aplicação, em menor medida, o tipo de planta e as condições de cultivo. As fontes de resíduos orgânicos reciclados por compostagem superaram significativamente a linhita e a turfa em termos de crescimento. Mesmo considerando fontes utilizáveis no exterior, no presente trabalho demos destaque à compostagem, pois a reciclagem (reuso e reutilização) é uma “regra de granito” e uma filosofia de vida para os autores.

Tabela 3. Estudos com usos das substâncias húmicas do Grupo de Pesquisa em Adubação, Fisiologia e Nutrição de Plantas Estimuladas por Substâncias Húmicas e/ ou Bactérias Promotoras de Crescimento da Universidade Federal de Viçosa.

Espécie – Nome científico (Nome vulgar)	Fonte	Concentração (mmol L^{-1} C)	Aplicação	Efeito	Referência
Achillea millefolium (Mil folhas)	Compostagem de cama-de-aviário	22,2 mmol L^{-1} C	Imersão das estacas	Incremento de cerca de 50% no enraizamento e acúmulo de biomassa	Baldotto et al. (2021)
Ananas comosus (Abacaxi)	Vermicomposto	15 mmol L^{-1} C	Imersão das mudas propagadas *in vitro*	Incrementos no desenvolvimento da planta, acúmulo de nutrientes e na relação clorofila *a*/ clorofila *b*	Baldotto et al. (2009b)

Continua

Tabela 3. Continuação

Espécie	Fonte	Concentração (mmol L^{-1} C)	Aplicação		Referência
Nome científico (Nome vulgar)				Efeito	
Belancamcanda chinensis (Flor-leopardo)	Compostagem de esterco bovino	28 mmol L^{-1} C	Imersão das sementes	Incremento de 58% na matéria seca total	Silva et al. (2021)
Belamcanda chinensis (Flor-leopardo)	Compostagem de cama-de-aviário	31 mmol L^{-1} C	Imersão das sementes	Incremento de 33% na matéria seca total	Silva et al. (2021)
Brachiaria brizantha cv. *Marandu* (Braquiária cv. Marandu)	Compostagem de esterco bovino e cama-de-aviário	10 mmol L^{-1} C	Imersão das sementes	Incremento de cerca de 15% no enraizamento e acúmulo de biomassa	Oliveira et al. (2015)
Codianeum variegatum (Cróton)	Vermicompostagem de esterco bovino	14,4 mmol L^{-1} C	Imersão das estacas caulinares	Incremento de aproximadamente 20% na matéria seca da raiz	Baldotto et al. (2012)
Curcubita pepo (Abobrinha)	Compostagem de esterco bovino	10 mmol L^{-1} C	Imersão das sementes	Incremento de cerca de 20% no enraizamento e acúmulo de biomassa	Nori et al. (2016)
Cymbidium sp. (Orquídea cimbidium)	Compostagem de cama-de-aviário	18,7 mmol L^{-1} C	Imersão das mudas propagadas *in vitro*	Incremento de 21% na matéria seca da raiz	Baldotto et al. (2014a)
Cymbidium sp. (Orquídea cymbidium)	Compostagem de esterco bovino	3,8 mmol L^{-1} C	Imersão das das mudas propagadas *in vitro*	Incremento de 28% na matéria seca da raiz	Baldotto et al. (2014a)
Cynodon spp. (Tifton 85)	Compostagem de esterco bovino e cama-de-aviário	10 mmol L^{-1} C	Imersão das sementes		Baldotto et al. (2014b)
Gladiolus sp. (Gladíolo)	Vermicompostagem de esterco bovino	16,5 mmol L^{-1} C	Imersão dos bulbos	Crescimento da planta com ganhos de 15% a 20%, antecipação e aumento da floração	Baldotto e Baldotto (2013)
Glycine max (Soja)	Compostagem de esterco bovino	10 mmol L^{-1} C	Imersão das sementes	Incremento de cerca de 10% no enraizamento e acúmulo de biomassa	Miranda et al. (2015)

Continua

Tabela 3. Continuação

Espécie	Fonte	Concentração (mmol L^{-1} C)	Aplicação		Referência
Nome científico (Nome vulgar)			Efeito		
Helianthus annuus (Girassol ornamental)	Vermicomposto	15 - 20 mmol L^{-1} C	Imersão das sementes	Incrementos na quantidade e qualidade das hastes florais	Baldotto e Baldotto (2015)
Hibiscus rosa-sinensis (Hibisco)	Vermicomposto	26,8 mmol L^{-1} C	Imersão das estacas caulinares	Incremento no acúmulo de nutrientes e matéria seca total	Baldotto et al (2015)
Hibiscus rosa-sinensis (Hibisco)	Vermicompostagem de esterco bovino	49,9 mmol L^{-1} C	Imersão das estacas caulinares	Incremento na matéria seca da raiz	Baldotto et al. (2012)
Lactuca sativa (Alface)	Compostagem de esterco bovino	10 mmol L^{-1} C	Aplicação líquida foliar e no substrato em mudas/ bandejas	Incremento na matéria fresca da parte aérea	Meirelles et al. (2017)
Oryza sativa (Arroz)	Compostagem de esterco bovino	10 mmol L^{-1} C	Imersão das sementes	Incremento de cerca de 25% no enraizamento e acúmulo de biomassa	Silva et al. (2018)
Pennisetum purpureum (Capim-elefante)	Compostagem de esterco bovino e cama-de-aviário	10 mmol L^{-1} C	Imersão dos colmos	Incremento de cerca de 40% no enraizamento e acúmulo de biomassa	Alves et al. (2016)
Saccharum (Cana-de-açúcar)	Compostagem de esterco bovino	23 mmol L^{-1} C	Imersão dos microtoletes	Incremento de 23% na matéria seca total	Oliveira et al. (2018)
Sanchezia nobilis (Sanquézia)	Vermicomposto	19,6 mmol L^{-1} C	Imersão das estacas caulinares	Incremento de 35,93% na matéria seca da raiz	Baldotto e Baldotto (2014d)
Sorghum bicolor (Sorgo)	Compostagem de esterco bovino	10mmol L^{-1} C	Imersão das sementes	Incremento de cerca de 15% no enraizamento e acúmulo de biomassa	Santos et al. (2017)
Zea mays (Milho)	Compostagem de esterco bovino	10 mmol L^{-1} C	Imersão das sementes	Incremento de 15% na produtividade	Baldotto et al. (2019)
Zea mays (Milho)	Esterco bovino	23 mmol L^{-1} C	Imersão das sementes	Incemento no desenvolvimento da planta quando associado à BPCP	Melo et al. (2018)
Zea mays (Milho)	Solo (integração lavoura, pecuária, floresta)	20,9 mmol L^{-1} C	Imersão das sementes	Incremento na matéria seca total	Baldotto et al. (2017)

Continua

Tabela 3. Continuação

Espécie Nome científico (Nome vulgar)	Fonte	Concentração (mmol L^{-1} C)	Aplicação	Efeito	Referência
Zea mays (Milho)	Bokashi	45,7 mmol L^{-1} C	Imersão das sementes	Incremento de 41% no acúmulo de matéria seca	Baldotto e Baldotto (2016)
Zea mays (Milho)	Compostagem de esterco bovino	10 mmol L^{-1} C	Imersão das sementes	Incremento no crescimento inicial das plantas	Baldotto et al. (2016)
Zea mays (Milho)	Compostagem de cama-de-aviário	14,8 mmol L^{-1} C	Imersão das sementes	Incremento de 16% na matéria seca da parte aérea	Melo et al. (2015)
Zea mays (Milho)	Compostagem de esterco bovino	23,4 mmol L^{-1} C	Imersão das sementes	Incremento de 45% na matéria seca da parte aérea	Melo et al. (2015)

Outros usos potenciais

O potencial de uso de ácidos húmicos na conservação e manejo dos ecossistemas naturais e agrícola é vasto e promissor, incluindo, principalmente, a promoção do crescimento e desenvolvimento de plantas e o aumento da produção de flores, frutos e sementes (Arancon et al., 2006; Baldotto et al., 2014ab). O potencial de ácidos húmicos no aumento da eficiência da adubação mineral e na formulação de inoculantes e biofertilizantes vem sendo demonstrado (Marques Júnior et al., 2008; Pinto et al., 2008; Ahmad et al., 2013; Baldotto et al., 2010 b, 2011c, 2014a, 2014b; Rodrigues et al., 2014).

Uso na formulação de inoculantes

O uso de ácidos húmicos combinado com bactérias promotoras de crescimento de plantas foi estudado, principalmente, em condições agrícolas tropicais. Os efeitos benéficos dessa tecnologia foram relatados em diferentes plantas cultivadas, como alface (Meirelles et al., 2017), milho (Melo et al., 2018) e cana-de-acúcar (Oliveira et al., 2018). Em mudas de abacaxizeiro propagadas *in vitro*, Baldotto et al. (2010b) verificaram que a aplicação de ácidos húmicos aumentou a eficiência da inoculação de bactérias promotoras de crescimento de plantas (gênero *Burkholderia*), acelerando o desenvolvimento das mudas inoculadas e, por consequência, diminuindo o tempo de aclimatação. Para guanandi, uma espécie arbórea do cerrado, também foi verificado efeito favorável da combinação de ácidos húmicos com bactérias promotoras de crescimento de plantas (Souza et al., 2019), estimulando o uso dessa tecnologia em sistemas agroflorestais.

Na cultura do trigo, Rodrigues et al. (2014) verificaram incrementos na matéria seca foliar com o uso combinado de *Azospirillum brasiliense* e ácidos húmicos, sem que fosse notado aumento da produtividade de grãos. A ausência de incrementos na produtividade e, até mesmo, no crescimento da planta também foi observado em diferentes condições experimentais (Meirelles, 2016; Coelho; Baldotto, 2019). Segundo Olivares et al. (2017), ainda são escassos os trabalhos publicados envolvendo a aplicação conjunta de ácidos húmicos e bactérias promotoras de crescimento de plantas. Talvez essa escassez seja devida à ausência de respostas positivas a campo, e também devido à baixa reprodutibilidade dos resultados experimentais.

O sinergismo observado na combinação de ácidos húmicos e bactérias promotoras de crescimento de plantas é devido, entre outros fatores, ao aumento de sítios de colonização e penetração bacterina resultantes da ação dos ácidos húmicos na formação de raízes e pelos radiculares (Baldotto et al., 2011d). É notório que as bactérias promotoras de crescimento de plantas colonizam as raízes epifiticamente sob os peelos radiculares e nas junções das células epidérmicas, penetram por meio das cavidades formadas pelo rompimento das células epidérmicas durante a emergência de raízes laterais e colonizam endofiticamente as raízes nos espaços intercelulares do parênquima cortical (Baldotto et al., 2011d).

Uma vez que os ácidos húmicos afetam os mecanismos primários e secundários das plantas, que incluem os perfis de exsudação, eles podem interferir na comunidade de microrganismos da rizosfera (Piccolo, 2002; Trevisan et al., 2011). Em estudo com adição de substâncias húmicas em plantas de milho, foi verificado aumento na disponibilidade de carbono depositado nas raízes da planta, o que afetou a estrutura da comunidade microbiana (Puglisi et al., 2008, 2009). Prosseguindo nas pesquisas, Puglisi et al. (2013) constataram aumento na diversidade de microrganismos na rizosfera com a aplicação de substâncias húmicas. As plantas selecionam os microrganismos que podem auxiliar em seus processos fisiológicos de defesa, mineralização e solubilização de nutrientes (Canellas; Olivares, 2014). Detalhes sobre recrutamento de microrganismos pelas plantas são apresentados no capítulo 4.

O potencial biotecnológico é vasto, pois as bactérias promotoras de crescimento das plantas podem ser selecionadas em laboratório de forma a maximizar a expressão de seus benefícios, como o efeito hormonal (auxínico e outros), a absorção, assimilação e fixação de N, a solubilização de fosfatos e antibiose a fitopatógenos. Essas bactérias podem apresentar capacidade diversa, desde a promoção de estímulos de crescimento até o antagonismo a microrganismos indesejáveis (Baldotto et al., 2010c).

Contudo, uma das dificuldades na introdução de bactérias promotoras de crescimento das plantas é a competição com a microbiota natural, que é adaptada às condições rizosféricas locais. No entanto, Piccolo (2002) demonstrou que bactérias promotoras de crescimento das plantas selecionadas podem ser protegidas da degradação imediata (ou da competição com outros microrganismos), pelo acondicionamento em agregados húmicos hidrofóbicos. Ou seja, a estrutura supramolecular dos ácidos húmicos criaria uma condição na qual a inoculação conjunta de ácidos húmicos e bactérias promotoras de crescimento das plantas é mais viável e promissora do que o uso isolado desses bioestimulantes.

As características da população bacteriana também são importantes, pois bactérias com maior aderência às raízes superficiais são mais suscetíveis ao desenvolvimento de um biofilme, que aumentaria a sua atividade, resistência e probabilidade de colonização endofítica da planta inoculada (Canellas; Olivares, 2014).

O uso combinado de ácidos húmicos e bactérias promotoras de crescimento das plantas se revela uma tecnologia promissora para uso agrícola. No entanto, as plantas apresentam respostas distintas à aplicação dos ácidos húmicos e bactérias promotoras de crescimento das plantas, sendo necessário confirmar as plantas que são estimuladas e as doses ideais, para que essa tecnologia possa ser incorporada pelo produtor rural com segurança.

Plantas em condições de estresse e potencial das substâncias húmicas na fitorremediação

O potencial de uso de ácidos húmicos na fitorremediação (Bandiera et al., 2009), em mistura na aplicação de herbicidas (Foloni; Souza 2010), no controle de nematoides (Kesba; El-Beltagi, 2012) e na diminuição dos efeitos nocivos nas plantas dos estresses oxidativo, salino e hídrico (Batista et al., 2012; García et al., 2014) vem sendo discutido. García et al. (2012, 2014) verificaram que os ácidos húmicos, dependendo da concentração, interferem na expressão de genes que codificam aquaporinas e controlam os níveis de espécies reativas de oxigênio e a ocorrência de peroxidação lipídica, ou seja, estimulam os mecanismos de defesa das plantas às situações de estresse.

Os ácidos húmicos apresentam um vasto potencial de aplicação na agricultura, necessitando de estudos que definam as concentrações a serem aplicadas e os método de aplicação (Ameri; Tehranifar, 2012; Baldotto et al., 2014abcd) e aprimorem a padronização e a definição das propriedades que deverão ser avaliadas para sua comercialização (Malcolm; MacCarthy, 1986; Baldotto et al., 2007; Lodhi et al., 2013).

Considerações finais

A produção agropecuária está crescendo em todo o mundo, por causa do potencial de geração de renda e empregos, além dos benefícios ambientais e de melhoria da qualidade de vida, resultantes dos seus produtos. Dentre os fatores de produção, é fundamental a geração de tecnologia para fontes alternativas de nutrientes. O principal problema, que se focaliza na pesquisa pedológica, é a necessidade constante de aperfeiçoamento do manejo da fertilidade do solo em atividades agropecuárias no país, principalmente, para atender à lei da restituição de nutrientes, minimizando o impacto nas fontes não renováveis de nutrientes. Para apresentar soluções a esses problemas, destaca-se a busca persistente da ciência, da tecnologia e da inovação brasileiras e a evolução dos sistemas de manejo integrados, que promovem uma agricultura tropical, no Brasil, já exemplar e em contínuo aperfeiçoamento (Baldotto et al., 2010b).

Desde o início da colonização do Brasil até a agricultura atual, ocorreu uma transição entre sistemas itinerantes e o desenvolvimento de tecnologias, tanto para correção da acidez como para uso de fertilizantes. Também a calibração de doses recomendáveis de nutrientes, em consonância com os materiais genéticos avançados, faz parte do manejo integrado que engloba a irrigação e o manejo de pragas, doenças e plantas daninhas. Embasadas por crescentes avanços da tecnologia, novas fronteiras agrícolas foram incorporadas e as produtividades vêm alcançando patamares recordes. A agropecuária brasileira tornou-se altamente competitiva. Nesse mesmo sentido, foi monitorada a qualidade dos sistemas agrícolas e, entre outros problemas, verificaram-se a erosão e a diminuição dos estoques de carbono orgânico dos solos, bem como seu impacto negativo nas propriedades químicas, físicas e biológicas dos agroecossistemas.

Contudo, em contrabalanço, como primeiro salto tecnológico, foi implantado o Sistema Plantio Direto, cujos benefícios são detalhadamente comprovados, como pode ser observado no capítulo 19. Além da agropecuária, o setor florestal gera alta tecnologia e alavanca a economia brasileira, pois a madeira é fundamental em nossa civilização e precisa ser cultivada. Em paralelo, o cenário atual demanda que os agroecossistemas busquem semelhanças com os ecossistemas originais, ou seja, a floresta necessita ser reintroduzida nos sistemas de manejo. Nesse sentido, além de diversificar a renda e a alocação sazonal dos meios de produção, distribuindo melhor a força de trabalho, a integração lavoura, pecuária e floresta pode ser a evolução dos sistemas de manejo agropecuário para esse século (Baldotto et al., 2010b), indo ao encontro dos mecanismos de desenvolvimento limpo, sobretudo de mitigação do efeito estufa (IPCC, 2013).

As principais limitações da maioria dos solos tropicais, sobretudo a classe dos Latossolos, são o insuficiente desenvolvimento de cargas elétricas negativas

(baixa CTC), a elevada adsorção específica de fosfato, a baixa disponibilidade de nutrientes e as altas concentrações de íon Al tóxico. Essas adversidades podem ser minimizadas com a preservação e o incremento dos teores de carbono orgânico do solo, uma vez que a matéria orgânica apresenta grupos funcionais eletricamente carregados, que aumentam a CTC e diminuem a adsorção específica de P, disponibilizam nutrientes e têm a capacidade de complexar íons Al, reduzindo sua toxicidade. Assim, os Latossolos, que se distribuem por, praticamente, todo o território brasileiro, como a classe de solos mais representativa (Embrapa, 2013), ocupando cerca de 60% do território, são de grande potencial para agricultura, por isso, essas limitações que restringem o crescimento das plantas precisam ser corrigidas.

Preservar os estoques de C é uma forma eficiente de melhorar as propriedades químicas, físicas e biológicas dos Latossolos. Vários estudos indicam que a integração lavoura, pecuária e florestas possibilita a recuperação dos teores de matéria orgânica do solo. Adicionalmente, é necessário o desenvolvimento de novos fertilizantes, menos dependentes de recursos naturais não renováveis, pois, mesmo com agroecossistemas mais semelhantes aos biomas originais, incluindo-se, no arranjo, as florestas, a exportação de nutrientes deverá ser contrabalançada pelo fornecimento de nutrientes por via de adubações, atendendo, assim, à lei da restituição (sustentabilidade). E os insumos atuais para a restituição dos nutrientes, a cada dia, terão maior base na reciclagem dos resíduos orgânicos, podendo ser enriquecidos com resíduos minerais (remineralizadores). Baldotto (2006) evidencia a analogia entre a combinação de resíduos orgânicos e minerais e a formação dos horizontes antropogênicos, como a "terra preta de índio". A humificação planejada naqueles sistemas promoveu elevação da fertilidade – diminuição da acidez e da adsorção de fosfatos e elevadas CTC e disponibilidade de nutrientes, inclusive P –, solucionando os principais problemas dos Latossolos, em condições tropicais.

O manejo integrado da fertilidade do solo vai muito além da interpretação de atributos químicos, mas sua integração com a física e a biologia do solo, bem como com o ecossistema em que está inserido. Adicionalmente, há necessidade de trabalhar a fertilidade passo a passo, com manejo conservacionista, de prevenção e de restituição de nutrientes exportados na colheita ou perdidos por lixiviação, volatilização e erosão.

No planejamento do ambiente para alcançar altas produtividades, deve ser considerada a interdependência entre os fatores de produção. Assim, todas as práticas edáficas (que resultam de fatores inerentes ao solo), culturais e vegetativas (como plantio em nível, cobertura do solo, manejo e tratos culturais otimizados, revolvimento mínimo ou plantio direto entre outras), devem ser integradas para aumentar a eficiência de uso e reduzir o consumo de corretivos de acidez e fertilizantes, não renováveis.

A análise de solo necessita evoluir continuamente no sentido de indicar o nível crítico para a tomada de decisão do momento e doses de correção, condicionamento e restituição recomendáveis. Além disso, há necessidade de associar essas informações com o manejo dos problemas fitossanitários. Nesse sentido, antes da aplicação dos agrotóxicos para controlar os problemas fitossanitários devem considerar os manejos culturais, edáficos, biológicos e outros. Para a fertilidade do solo, antes de usar um fertilizante mineral com base em recursos naturais não renováveis, independente de ideologia, é claro, há necessidade de considerar as práticas conservacionistas na busca de um agroecossistema equilibrado e saudável.

A otimização do reaproveitamento, uso e reciclagem dos resíduos orgânicos ou minerais produzidos dentro da unidade produtiva, com controle de qualidade, além da diminuição das perdas antes, durante e depois da colheita, são caminhos para a construção e a manutenção da fertilidade do solo com vistas na sustentabilidade.

O manejo do solo deve otimizar os atributos químicos, físicos e biológicos do solo inter-relacionados. Entretanto, pontuando cada um deles, pode-se dizer que na Química do Solo há processos significativamente influenciados pela porosidade, como a adsorção específica de fosfatos pela fração argila, com mineralogia predominantemente composta por "óxidos" de ferro e de alumínio dos Latossolos, um dos fatores limitantes à agricultura tropical. A física, entre outros fatores, pode influenciar a química do solo quando ocorre a diminuição do espaço entre as superfícies hidroxiladas oxídicas (solo compactado), durante a difusão do íon fosfato no solo, resultando em maior aproximação entre adsorvente (partículas de solo rica em goethita, hematita e gibsita) e adsorvato (fosfatos) que agrava o processo de adsorção específica. Além dessa especial interface entre Física e Química do Solo, no caso da dinâmica do fósforo, problemas na porosidade podem afetar a disponibilidade de outros nutrientes, interferindo, por exemplo, nos mecanismos de transporte no solo. Adicionalmente, a relação entre a matéria sólida do solo, gerando a sua porosidade natural, governará os fluxos de gases (atmosfera do solo) e da solução do solo, afetando equilíbrios químicos e, consequentemente, biológicos no ecossistema solo.

Agregação, estrutura e porosidade dos solos são atributos físicos fundamentais para a fertilidade, sendo que todos advêm da qualidade químico/mineralógica e da biologia do solo. A biologia do solo atuará em simbioses, na reciclagem dos resíduos orgânicos e na formação de substâncias húmicas bioativas, as quais geram cargas elétricas, retêm nutrientes e poluentes. A constituição mineralógica e a disponibilidade de bases são relatadas como os principais

fatores que limitam a atividade biológica. Além disso, a mineralogia e as substâncias de origem biológica melhoram a agregação do solo e a ambiência de tamanho de poros (macro e microporosidade), com maior difusão de ar e água no solo, notadamente nos microssítios dos (agro)ecossistemas.

Pode-se considerar que o custo dos ácidos húmicos é baixo, uma vez que são extraídos de compostos orgânicos e as concentrações aplicadas são baixas (miligramas por litro). Além disso, os procedimentos de extração são simples, podem ser adaptados para uma empresa rural, sem maiores impactos de resíduos do processo de obtenção, podendo desta forma chegar ao produtor com preços acessíveis, que não onerem a produção. Associado a isso, o custo-benefício é alto e, para a análise econômica, usa-se, praticamente o custo de aplicação, podendo ser utilizados tanto na agricultura de grandes áreas como na agricultura orgânica, comumente familiar e, também, nos demais arranjos produtivos. O uso dos ácidos húmicos é adequado a todas essas modalidades, sem incompatibilidade com seus sistemas de produção.

Todavia, as leis gerais da adubação, como a "lei do mínimo" e a "lei da restituição", devem continuar sendo observadas. Ou seja, observa-se aumento de eficiência na produção vegetal com a aplicação de ácidos húmicos, mas é preciso que as condições de fertilidade do solo sejam adequadamente consideradas. Isso quer dizer que novas avaliações de disponibilidade de nutrientes no solo devem ser buscadas para o sistema de manejo, envolvendo aplicação de bioestimulantes vegetais, como os ácidos húmicos. A expectativa é que, tanto a afinidade na absorção de água, luz e nutrientes como a assimilação e o metabolismo sejam melhorados pela bioatividade dos ácidos húmicos, resultando em diferentes padrões de estado nutricional e necessitando de ajustes nos indicadores produtivos, para cada cultura e cada sistema de produção. Não se pode pensar numa agricultura extrativista, ideológica, sem referencial técnico; é necessário restituir os nutrientes exportados e perdidos quando se passa de um ecossistema para um agroecossistema. A opção de restituição pode ser diferente, comumente variando desde o uso apenas de fertilizantes minerais até à restrição deles, com aplicação somente de fertilizantes orgânicos. Ambas as formas de agricultura são estratégicas para o Brasil e é necessária a combinação de práticas de ambas as opções para a formação de uma agricultura de transição. A combinação desses modos de produção também com florestas e criações, em sistemas agrossilvipastoris, permitirá que possam ser aproveitadas muitas áreas atualmente subutilizadas em nosso país.

A agricultura brasileira está em crescente evolução. Todos os que trabalharam, trabalham e trabalharão são coautores da agropecuária brasileira. Todo cuidado é pouco. A abundância de recursos naturais acabou e são necessárias ações

para minimizar a perda de carbono do solo para a atmosfera, a erosão e o assoreamento, que levam à degradação do solo. O Manejo Integrado da Fertilidade do Solo considera conjuntamente química, física e biologia, buscando preservar e incrementar os teores de matéria orgânica no solo (sequestro de carbono), ao mesmo tempo, mitigando o efeito estufa e melhorando propriedades limitantes do solo, como as baixas capacidade de troca catiônica e disponibilidade de nutrientes e também as elevadas capacidade de adsorsão de fosfato e concentração de íons alumínios tóxicos. Além de garantir a agregação do solo, promovendo melhores fluxos de gases e solução, bem como mais apropriada ambiência radicular. A reciclagem de resíduos orgânicos e minerais, o uso de simbiontes, as práticas conservacionistas, a reintrodução de florestas nos arranjos produtivos, entre outros, são passos fundamentais para o Manejo Integrado da Fertilidade do Solo. A visão de Manejo Integrado para a tomada de decisão, considerando que a boa qualidade do solo vai muito além da interpretação de atributos químicos, mas sua integração com a física e a biologia do solo, bem como com o ecossistema em que se insere, é o caminho proposto para a construção e a manutenção da Fertilidade do Solo (sustentabilidade).

Finalmente, conscientes do caráter fugaz do conhecimento e provisório desta revisão, gostaríamos de refletir sobre alguns gargalos que podem limitar o uso maciço de SHs nas lavouras, notadamente nas brasileiras, e como podemos propor soluções para contornar esses problemas, para que o uso das substâncias húmicas em nossos campos agrícolas tenha maior adoção. São limitações que as reflexões sobre esta revisão nos indicaram:

a) A compreensão sobre a interação ácido húmico-planta-ambiente, considerando fonte, concentração, método de aplicação, tempo de aplicação, genótipo da planta, interação com fatores edafoclimáticos. A solução passa por motivar grupos de melhoramento de plantas a testar os genótipos e, junto aos de fertilidade do solo estudarem as calibrações e correlações- (níveis críticos, tolerância ao Al e outros estresses e constante Michaelis-Menten - para a nova realidade de plantas estimuladas pelas substâncias húmicas.
b) Avançar no entendimento da interação entre microrganismos benéficos e subsâncias húmicas, como por exemplo, para o preparo de veículos de inoculação (as subsâncias húmicas como fonte de biopolímeros, água e de nutrientes, bem como de cargas para a proteção dos microrganismos em biofilmes, contra radiaçãoo UV e outras adversidades), para mediarem reações, tais como aquelas envolvendo P adsorvido aos “óxidos”de Fe, de detoxificação e quelação. Inferimos que os microrganismos e as raízes

comunicam-se por sinais que ainda precisamos nos aprofundar, como pH, força iônica e, nossa hipótese, o potencial redox. Assim, ciência básica continua imprescindível, precisando contar com a sensibilidade dos gestores.

c) O conhecimento tecnológico e industrial sobre automação da extração e padronização das substâncias húmicas, adequação da embalagem, determinação do tempo e condições de armazenamento, definição das propriedades que deverão ser avaliadas para comercialização, legislação assegurando eficácia e segurança do produto. Precisamos buscar soluções para termos controle de qualidade contínuo, acompanhando os novos dados científicos, sobretudo com a instrumentação que surge com as novas descobertas nas froteiras da biologia, física e química, o tripé indissociável do Manejo Integrado da Fertilidade do Solo que concebemos e que tem nas substâncias húmicas insumo fundamental. Aqui, a gestão de recursos em desenvolvimento tecnológico pode contribuir com grupos que desenvolvam pesquisa participativa (extensão), ligando as ciências básica, aplicada e usuários, otimizando recursos neste novo cenário do terceiro milênio, no qual reuso, reciclagem, reaproveitamento de recursos naturais, ecologia, clima, serviços ecossistêmicos, recursos humanos e conforto social, também são palavras chave, variáveis independentes adicionais, benefícios na “curva de resposta” aos custos, compondo a “nova receita líquida” que a agropecuária é cobrada a dar. Juntos, aperfeiçoando-nos, daremos a resposta, como sempre fizemos na saga da humanidade.

Referências

ADANI, F.; GENEVINI, P.; ZACCHEO, P.; ZOCCHI, G. The effect of comercial humic acid on tomato plant growth and mineral nutrition. **Journal of Plant Nutrition**, v. 21, p. 561-575, 1998. DOI: https://doi.org/10.1080/01904169809365424.

AGUIAR, N. O.; OLIVARES, F. L.; NOVOTNY, E. H.; DOBBSS, L. B.; BALMORI, D. M.; SANTOS-JÚNIOR, L. G.; CHAGAS, J. G.; FAÇANHA, A. R.; CANELLAS, L. P. Bioactivity of humic acids isolated from vermicomposts at different maturation stages. **Plant and Soil**, v. 362, p. 161-174, 2013. DOI: https://doi.org/10.1007/s11104-012-1277-5.

AHMAD, I.; SAQUIB, R. U.; QASIM, M.; SALEEM, M.; KHAN, A.S.; YASEEN, M. Humic acid and cultivar effects on growth, yield, vase life, and corm characteristics of gladiolus. **Chilean Journal of Agricultural Research**, v. 73, p. 339-344, 2013. DOI: http://dx.doi.org/10.4067/S0718-58392013000400002.

ALBUZIO, A.; FERRARI, G. Modulation of the molecular size of humic substances by organic acids of the root exudates. **Plant Soil,** v. 113, p. 237-241, 1989. DOI: https://doi.org/10.1007/BF02280186.

ALBERTS, J. J.; SCHINDLER, J. E.; MILLER, R. W; NUTTER Jr, D. E. Elemental mercury evolution mediated by humic acid. **Science**, v. 184, p. 895-897, 1974. DOI: https://doi.org/10.1126/science.184.4139.895.

ALMEIDA, M. G.; REZENDE, C. E.; SOUZA, C. M. M. Variação temporal, transporte e partição de Hg e carbono orgânico nas frações particulada e dissolvida da coluna d’água da bacia inferior do Rio Paraíba do Sul, RJ, Brasil. **Geochimica Brasiliensis**, v. 21, p. 111-129, 2007. DOI: https://doi.org/10.21715/gb.v21i1.261.

ALVES, B. M. D.; BALDOTTO, M. A.; BALDOTTO, L. E. B.; PEREIRA, M. M.; ALMEIDA, D. D. Produtividade de capim elefante em resposta à aplicação de bioestimulantes isolados de compostagem de esterco de equídeos. In: Simpósio de Integração Acadêmica UFV 2016, **Anais Simpósio de Integração Acadêmica UFV 2016**, Florestal, 2016.

AMERI, A.; TEHRANIFAR, A. Effect of humic acid on nutrient uptake and physiological characteristic Fragaria ananassa var: camarosa. **Journal of Biological Environmental Science**, v. 6, p. 77-79, 2012. DOI: https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2014.1049.54.

ARANCON, N. Q.; EDWARDS, C. A.; LEE, S.; BYRNE, R. Effects of humic acids from vermicomposts on plant growth. **European Journal of Soil Biology**, v. 42, p. 65-69, 2006. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.06.004.

ARANCON, N. Q.; LEE, S.; EDWARDS, C. A.; ATIYEH, R. Effects of humic acids derived from cattle, food and paper-waste vermicomposts on growth of greenhouse plants. **Pedobiologia**, v. 47, p. 741-744, 2003. DOI: https://doi.org/10.1078/0031-4056-00253.

ATIYEH, R. M.; LEE, S.; EDWARDS, C. A.; ARANCON, N. Q.; METZGER, J. D. The influence of humic acids derived from earthworm-processed organic wastes on plant growth. **Bioresource Technology**, v. 84, p. 7-14, 2002. DOI: https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00017-2.

BALDOTTO, L. E. B.; BALDOTTO, M. A. Adventitious rooting on the Brazilian red-cloak and sanchezia after application of indole-butyric and humic acids. **Horticultura Brasileira**, v. 32, p. 434-439, 2014d. DOI: https://doi.org/10.1590/S0102-053620140000400010.

BALDOTTO, L. E. B.; BALDOTTO, M. A. Growth and production of ornamental sunflower grown in the field in response to application of humic acids. **Ciência Rural**, v. 45, p. 1000-1005, 2015. DOI: https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20140050.

BALDOTTO, L. E. B.; BALDOTTO, M. A.; GIRO, V. B.; CANELLAS, L. P.; OLIVARES, F. L.; BRESSAN-SMITH, R. Desempenho do abacaxizeiro 'Vitória' em resposta à aplicação de ácidos húmicos durante aclimatação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 979-990, 2009b. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000400022.

BALDOTTO, L. E. B.; BALDOTTO, M. A.; CANELLAS, L. P.; SMITH, R. E. B.; OLIVARES, F. L. Growth promotion of pineapple 'Vitória' by humic acids and *Burkholderia* spp. during acclimatization. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1593-1600, 2010b. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000500012

BALDOTTO, L. E. B.; BALDOTTO, M. A.; VIANA, A. P.; OLIVARES, F. L.; BRESSAN-SMITH, R. Seleção de bactérias promotoras de crescimento no abacaxizeiro (*Ananas comosus* L. Merril) cultivar vitória durante a aclimatização. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 349-360, 2010c. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000200008.

BALDOTTO, L. E. B.; OLIVARES, F. L.; BRESSAN-SMITH, R. Structural interaction between GFP-labeled diazotrophic endophytic bacterium *Herbaspirillum seropedicae* RAM10 and pineapple plantlets 'Vitória'. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 42, p. 114-125, 2011d. DOI: https://doi.org/10.1590/S1517-83822011000100015.

BALDOTTO, L. E. B.; BALDOTTO, M. A.; SOARES, R. R.; MARTINEZ, H. E. P.; VENEGAS, V. H. A. Adventitious rooting in cuttings of croton and hibiscus in response to indolbutyric acid and humic acid. **Revista Ceres**, v. 59, p. 476-483, 2012. DOI: https://doi.org/10.1590/S0034-737X2012000400007.

BALDOTTO, L. E. B.; BALDOTTO, M. A.; GONTIJO, J. B.; OLIVEIRA, F. M.; GONÇALVES, J. Aclimatização de orquídea (*Cymbidium* sp.) em resposta à aplicação de ácidos húmicos. **Ciência Rural**, v. 44, p. 830-833, 2014a. DOI: https://doi.org/10.1590/S0103-84782014000500011.

BALDOTTO, L. E. B.; BALDOTTO, M. A.; SIMOES, M. P.; OLIVEIRA, R. R.; MARTINEZ, H. E. P.; ALVAREZ, V. V. H. Aclimatação de mudas de cróton e hibisco em resposta à aplicação de ácido indolbutírico e ácido húmico para enraizamento. **Revista Ceres**, v. 62, p. 225-230, 2015. DOI: https://doi.org/10.1590/0034-737X201562030008.

BALDOTTO, M. A. **Propriedades redox e grupos funcionais de ácidos húmicos.** 2006, 100 f. Tese (Doutorado). Universidade Estadual do Norte Fluminense "Darcy Ribeiro", Campos dos Goytacazes.

BALDOTTO, M. A.; BALDOTTO, L. E. B. Gladiolus development in response to bulb treatment with different concentrations of humic acids. **Revista Ceres**, v. 60, p. 138-142, 2013. DOI: https://doi.org/10.1590/S0034-737X2013000100020.

BALDOTTO, M. A.; BALDOTTO, L. E. B. **Ácidos húmicos. Revista Ceres**, v. 61, p. 856-881, 2014. DOI: https://doi.org/10.1590/0034-737x201461000011.

BALDOTTO, M. A.; BALDOTTO, L. E. B. Produtividade de milho em condições de campo em resposta à aplicação de ácidos húmicos na ausência e na presença de calagem e adubação mineral. In: **Trabalhos Apresentados no FertBio 2014**. FertBio, Araxá, 2014c.

BALDOTTO, M. A.; BALDOTTO, L. E. B. Initial performance of corn in response to treatment of seeds with humic acids isolated from bokashi. **Revista Ceres**, v. 63, p. 62-67, 2016. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/0034-737X201663010009.

BALDOTTO, M. A.; BALDOTTO, L. E. B. Relações entre indicadores de qualidade do solo, propriedades redox e bioatividade de substâncias húmicas de solos sob integração lavoura, pecuária e florestas. **Revista Ceres**, v. 65, p. 373-380, 2018. DOI: https://doi.org/10.1590/0034-737x201865040010.

BALDOTTO, M. A.; CANELLAS, L. P.; CANELA, M. C.; VELLOSO, A. C. X. Propriedades redox de ácidos húmicos. In: CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A. (ed.) **Humosfera: tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas.** Campos dos Goytacazes: UENF, 2005. 348 p.

BALDOTTO, M. A.; CANELLAS, L. P.; CANELA, M. C.; SIMÕES, M. L.; MARTIN-NETO, L.; FONTES, M. P. F.; VELLOSO, A. C. X. Propriedades redox e grupos funcionais de ácidos húmicos isolados de adubos orgânicos. **Revista Brasleira de Ciência do Solo**, v. 3, p. 465-475, 2007. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832007000300006.

BALDOTTO, M. A.; CANELLAS, L. P.; MENDONCA, E. S.; DOBBSS, L.; VELLOSO, A. C. X.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. Reações da matéria orgânica. In: **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2 ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008a, p. 45-63.

BALDOTTO, M. A.; CANELLAS, L. P.; CANELA, M. C.; REZENDE, C. E.; VELLOSO, A. C. X. Propriedades redox e grupos funcionais de ácidos húmicos isolados de solo cultivado com cana-de-açúcar por longo tempo. **Revista Brasleira de Ciência do Solo**, v. 3, p. 1043-1052, 2008b. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000300013.

BALDOTTO, M. A.; CANELLAS, L. P.; CANELA, M. C.; REZENDE, C. E.; VELLOSO, A. C. X. Propriedades redox da material orgânica isolada de sedimentos ultrafiltrados do Rio Paraíba do Sul. **Química Nova**, v. 32, p. 891-896, 2009a. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-40422009000400012.

BALDOTTO, M. A.; CANELA, M. C.; CANELLAS, L. P.; DOBBSS, L. B.; VELLOSO, A. C. X. Redox index of soil carbon stability. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1543-1551, 2010a. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000500007.

BALDOTTO, M. A.; GIRO, V. B.; BALDOTTO, L. E. B.; CANELLAS, L. P.; VELLOSO, A. C. X. Initial performance of pineapple and utilization of rock phosphate applied in combination with organic compounds to leaf axils. **Revista Ceres**, v. 58, p. 393-401, 2011a. DOI: https://doi.org/10.1590/S0034-737X2011000300021.

BALDOTTO, M. A.; ROSA, R. C. C.; CANELLAS, L. P.; RANGEL, T. P.; SALOMÃO, M. S. M. B.; REZENDE, C. E. Capacidade de oxidação como índice de estabilidade da matéria orgânica de sedimentos de acordo com gradiente fluvial-estuarino do Rio Paraíba do Sul. **Química Nova**, v. 34, p. 973-978, 2011b. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-40422011000600011.

BALDOTTO, M. A.; MUNIZ, R. C.; BALDOTTO, L. E. B.; DOBBSS, L. B. Root growth of *Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh. treated with humic acids isolated from typical soils of Rio de Janeiro state, Brazil. **Revista Ceres**, v. 58, p. 504-511, 2011c. DOI: https://doi.org/10.1590/S0034-737X2011000400015.

BALDOTTO, M. A.; GOBO, A. A. R.; SALOMÃO, M. S. M. B.; REZENDE, C. E.; CAMARGO, P. B. Frações da matéria orgânica e propriedades redox de substâncias húmicas em sedimentos de oceanos profundos. **Química Nova**, v. 36, p. 1288-1295, 2013. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-40422013000900003.

BALDOTTO, M. A.; NORI, J. A.; LEAL, H. D.; MIRANDA, I. H.; ALMEIDA, D. D.; QUEIROZ, C. I. A.; BALDOTTO, L. E. B. Produtividade de tifton 85 em resposta à aplicação de ácidos húmicos isolados de compostos orgânicos de esterco bovino e de cama de aviário. In: **Trabalhos Apresesntados no Fertbio 2014.** Fertbio, Araxá, 2014b.

BALDOTTO, M. A.; ROCHA, J. E.; ANDRADE, F. D. P.; GIUDICE, M.; BALDOTTO, L. E. B. The plant stimulant humic acid extracted of organic waste recycled by composting combined with liming and fertilization. **Semina. Ciências Agrárias**, v. 37, p. 3955-3964, 2016. DOI: http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2016v37n6p3955.

BALDOTTO, M. A.; SOUZA, A. C.; VIANA, M. C. M.; ALMEIDA, D. D.; BALDOTTO, L. E. B. Bioatividade das substâncias húmicas extraídas de solos manejados com integração, lavoura, pecuária e floresta. **Revista Ceres**, v. 64, p. 451-459, 2017. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/0034-737x201764050012.

BALDOTTO, M. A.; MELO, R. O.; BALDOTTO, L. E. B. Field corn yield in response to humic acids application in the absence or presence of liming and mineral fertilization. **Semina. Ciências Agrárias**, v. 40, p. 3299, 2019. DOI: http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2019v40n6Supl2p3299.

BALDOTTO, M. A.; OLIVEIRA, A. C. G., SOUZA, A. C.; DUTRA, J. R. S.; BALDOTTO, L. E. B. Initial performance of *Achillea millefolium* in response of humic acids. **Revista Ceres,** v. 68, p. 498-502, 2021. DOI: https://doi.org/10.1590/0034-737X202168050015.

BANDIERA, M.; MOSCA, G.; VAMERALI, T. Humic acids affect root characteristics of fodder radish (*Raphanus sativus* L. var. *oleiformis* Pers.) in metal-polluted wastes. **Desalination**, v.2 46, p. 8-91, 2009. DOI: https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.044.

BARTLETT, R. J.; JAMES, B. R. Redox chemistry of soils. **Advances in Agronomy**, v. 50, p. 151-208, 1993.

BASS BECKING, L. G. N.; KAPLAN, I. R.; MOORE, D. Limits of the natural environment in terms of pH and oxidation-reduction potentials. **Journal of Geology**, v. 68, p. 243-284, 1960.

BATISTA, L. R. L.; GONZAGA, G. B. M.; FARIAS, J. J. A.; REIS, L. S.; SILVA, J. S.; SILVA, R. F. Efeito do ácido húmico no desenvolvimento da cultura da alface (*Lactuca sativa*) irrigada com diferentes níveis de salinidade. In: **Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação**, VII, Palmas, Anais, IFTO, 2012, p. 1-7.

BUDZIAK, C. R.; MAIA, C. M. B. F.; MANGRICH, A. S. Transformações químicas da matéria orgânica durante a compostagem de resíduos da indústria madeireira. **Química Nova**, v. 27, p. 399-403, 2004. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-40422004000300007.

BUSATO, J. G.; CANELLAS, L. P.; DOBBSS, L. B.; BALDOTTO, M. A.; AGUIAR, N. O.; MARCIANO, C. R.; OLIVARES, F. L. **Manual Técnico 14: Guia para Adubação Orgânica. Niterói: Secretaria de Agricultura do Estado do Rio de Janeiro**. PESAGRO, Programa Rio Rural (Manual Técnico). 2009.

CANELLAS, L. P.; OLIVARES, F. L. Physiological responses to humic substances as plant growth promoter. **Chemical and Biological Technologies in Agriculture**, v. 1, p. 1-11, 2014. DOI: https://doi.org/10.1186/2196-5641-1-3.

CANELLAS, L. P.; OLIVARES, F. L.; OKOROKOVA-FACANHA, A. L.; FAÇANHA, A. R. Humic acids isolated from earthworm compost enhance root elongation, lateral root emergence, and plasma membrane H^+-ATPase activity in maize roots. **Plant Physiology**, v. 130, p. 1951-1957, 2002. DOI: https://doi.org/10.1104/pp.007088.

CANELLAS, L. P.; ZANDONADI, D. B.; OLIVARES, F. L.; FAÇANHA, A. R. Efeitos fisiológicos de substâncias húmicas – o estímulo às H+-ATPases. In: FERNANDES, M. S. (ed.) **Nutrição Mineral de Plantas.** Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006, p. 175-200.

CANELLAS, L. P.; OLIVARES, F. L., AGUIAR, N. O.; JONES, D. L.; NEBBIOSO, A.; MAZZEI, P. Humic and fulvic acid as biostimulants in horticulture. **Science Horticulture**, v. 196, p. 15-27, 2015. DOI: 10.1016/j.scienta.2015.09.013.

CANELLAS, L. P.; ZANDONADI, D. B.; BUSATO, J. G.; BALDOTTO, M. A.; SIMOES, M. L.; MARTIN-NETO, L.; FAÇANHA, A. R.; SPACCINI, R.; PICCOLO, A. Bioactivity and chemical characteristics of humic acids from tropical soils sequence. **Soil Science**, v. 173, p. 624-637, 2008a. DOI: 10.1097/SS.0b013e3181847ebf.

CANELLAS, L. P.; TEIXEIRA JUNIOR, L. R. L.; DOBBSS, L. B.; SILVA, C. A.; MEDICI, L. O.; ZANDONADI, D. B.; FAÇANHA, A. R. Humic acids crossinteractions with root and organic acids. **Annals of Applied Biology**, v. 153, p. 157-166, 2008b. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.2008.00249.x.

CANELLAS, L. P.; PICCOLO, A.; DOBBSS, L. B.; SPACCINI, R.; OLIVARES, F. L.; ZANDONADI, D. B.; FAÇANHA, A. R. Chemical composition and bioactivity properties of size-fractions separated from a vermicompost humic acid. **Chemosphere**, v. 78, p. 457–466, 2010. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.10.018.

CANELLAS, L. P.; DANTAS, D. J.; AGUIAR, N. O.; PERES, L. E. P.; ZSOGON, A.; OLIVARES, F. L.; DOBBSS, L. B.; FAÇANHA, A. R.; NEBBIOSO, A.; PICCOLO, A. Probing the hormonal activity of fractionated molecular humic components in tomato auxin mutants. **Annals of Applied Biology**, v. 159, p. 202-211, 2011. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.2011.00487.x.

CARVALHO, J. V. S.; MENDONÇA, E. S.; JUNIOR, N. L. S.; REIS, C.; REIS, E. L.; SHAUEFER, C. E. G. R. Caracterização potenciométrica de substâncias húmicas extraídas de solos da Antártica Maritima. **Química Nova**, v. 36, p. 1338-1342, 2013. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422013000900010.

CHEN, Y.; AVIAD, T. Effect of humic substances on plant growth. In: MACCARTHY, P. (ed.). **Humic substances in soil and crop sciences: selected readings**. American Society of Agronomy and Soil Sciences, Madison, p. 161-186, 1990. DOI: https://doi.org/10.2136/1990.humicsubstances.c7.

CHEN, Y.; SENESI, N.; SCHNITZER, M. Information provided on humic substances by E4/E6 ratios. **Soil Science Society of American Journal**, v. 41, p. 352-358, 1977. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj1977.03615995004100020037x.

CHEN, Y.; CLAPP, C.E.; MAGEN, H. Mechanisms of plant growth stimulation by humic substances: The role of organo-iron complexes. **Soil Science Plant Nutrition**, v. 50, p. 1089-1095, 2004. DOI: https://doi.org/10.1080/00380768.2004.10408579.

COELHO, H. Q.; BALDOTTO, L. E. B. Aclimatização de orquídeas com uso de bactérias promotoras de crescimento de plantas e ácidos húmicos. In: **Simpósio de Integração Acadêmica da UFV 2019**, FLORESTAL. Simpósio de Integração Acadêmica da UFV, Florestal, 2019.

CONTE, P.; SPACCINI, R.; SMEJKALOVÁ, D.; NEBBIOSO, A.; PICCOLO, A. Spectroscopic and conformational properties of size-fractions separated from a lignite humic acids. **Chemosphere**, v. 69, p. 1032-1039, 2007. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.04.043.

COSGROVE, D. J. Relaxation in a high-stress environment: The molecular bases of extensible cell walls and cell enlargement. **Plant Cell**, v. 9, p. 1031-1041, 1997. DOI: https://dx.doi.org/10.1105%2Ftpc.9.7.1031.

CUNHA, T. J. F. Ácidos húmicos de solos escuros da Amazônia. 2005, 140 f. Tese (Doutorado). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

DOBBSS, L. B.; BALDOTTO, M. A.; CANELLAS, L. P.; RUMJANEK, V. M. Caracterização química e espectroscópica de ácidos húmicos e fúlvicos isolados da camada superficial de Latossolos brasileiros. **Revista Brasleira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 51-63, 2009. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000100006.

EMBRAPA. **Centro Nacional de Levantamento e Classificação de Solos. I Reunião de Classificação e Correlação de Solos - BT nº 62.** EMBRAPA Produção de Informação, Rio de Janeiro, 1980, 79 p.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3.ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa em Solos, 2013. p.353.

ELENA, A.; DIANE, L.; EVA, B.; MARTA, F.; ROBERTO, B.; ZAMARREÑO, A. M.; GARCÍA-MINA, J. G. The root application of a purified leonardite humic acid modifies the transcriptional regulation of the main physiological root responses to Fe deficiency in Fe-sufficient cucumber plants. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 47, p. 215-223, 2009. DOI: https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2008.11.013.

EYHERAGUIBEL, B.; SILVESTRE, J.; MORARD, P. Effects of humic substances derived from organic waste enhancement on the growth and mineral nutrition of maize. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 4206-4212, 2008. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.08.082.

FAÇANHA, A. R.; FAÇANHA, A. L. O.; OLIVARES, F. L.; GURIDI, F.; SANTOS, G. A.; VELLOSO, A. C. X.; RUMJANEK, V. M.; BRASIL, F.; SCHRIPSEMA, J.; BRAZ-FILHO, R.; OLIVEIRA, M. A.; CANELLAS, L. P. Bioatividade de ácidos húmicos: efeitos sobre o desenvolvimento radicular e sobre a bomba de prótons da membrana plasmática. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, p. 1301-1310, 2002. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-204X2002000900014.

FERNÁNDEZ, R. I. E.; NOVAIS, R. F.; NUNES, F. N.; KER, J. C. Reversibilidade do fósforo não-lábil em solos submetidos à redução microbiana e química. I - Alterações químicas e mineralógicas. **Revista Brasleira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2307-2317, 2008a. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000600010.

FERNÁNDEZ, R. I. E.; NOVAIS, R. F.; NUNES, F. N.; KER, J. C. Reversibilidade de fósforo não-lábil em solos submetidos à redução microbiana e química. II - Extrações sucessivas do fósforo pela resina de troca aniônica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2319-2330, 2008b. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000600011.

FERRARA, G.; BRUNETTI, G. Foliar applications of humic acids in *Vitis vinifera* L. cv Italia. **Journal International Science of Vigne and Vine**, v. 42, p. 79-87, 2008.

FOLONI, L. L.; SOUZA, E. L. C. Avaliação do uso de ácido húmico na redução do uso de herbicidas pré-emergentes na cana planta. In: **XXVII Congresso Brasileiro da Ciência das Plantas Daninhas**, Ribeirão Preto, SP, 2010. p. 2056-2060.

FRÍAS, I.; CALDEIRA, M. T.; PEREZ, C. J. R.; NAVARRO, A. J. P.; CULIANEZ, M. F. A.; KUPPINGER, O.; STRANSKY, H.; PAGES, M.; HAGER, A.; SERRANO, R. A major isoform of the maize plasma membrane H^+-ATPase: characterization and induction by auxin in coleoptiles. **Plant Cell**, v. 8, p. 1533-1544, 1996. DOI: https://doi.org/10.1105/tpc.8.9.1533.

GARCÍA, A. C.; SANTOS, L. A.; IZQUIERDO, F. G.; SPERANDIO, M. V. L.; CASTRO, R. N.; BERBARA, R. L. L. Vermicompost humic acids as an ecological pathway to protect rice plant against oxidative stress. **Ecological Engineering**, v. 47, p. 203-208, 2012.

GARCÍA, A. C.; SANTOS, L. A.; IZQUIERDO, F. G.; RUMJANEK, V. M.; CASTRO, R. N.; SANTOS, F. S.; SOUZA, L. G. A.; BERBARA, R. L. L. Potentialities of vermicompost humic acids to alleviate water stress in rice plants (*Oryza sativa* L.) **Journal of Geochemical Exploration**, v. 136, p. 48-54, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.10.005.

GOMES, D. J. S. **Aceleração da compostagem em resposta à inoculação microbiana**. 2021, 88 f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Viçosa, Florestal.

GOVINDASMY, R.; CHANDRASEKARAN, S. Effect of humic acids on the growth, yield and nutrient content of sugarcane. **The Science of the Total Environment**, v. 117/118, p. 575-581, 1992. DOI: https://doi.org/10.1016/0048-9697(92)90122-9.

HAGER, A.; DEBUS, G.; EDEL, H. G.; STRANSKY, H.; SERRANO, R. Auxin induces exocytosis and rapid synthesis of a high-turnover pool of plasma-membrane H^+-ATPase. **Planta**, v. 185, p. 527-537, 1991. DOI: https://doi.org/10.1007/BF00202963.

HAYES, M. H.; MALCOLM, R. Consideration of composition and aspects of the structures of humic substances. In: HAYES, M. H.; MALCOLM, R. (ed.) **Humic substances and chemical contaminants**. Madson: Soil Science Society of America, 2001. p. 3-39.

HELBURN, R. S.; MACCARTHY, P. Determination of some redox properties of humic acids by alkaline ferricyanide titration. **Analytica Chimica Acta**, v. 295, p. 263-272, 1994. DOI: https://doi.org/10.1016/0003-2670(94)80231-9.

IPCC. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: STOCKER, T. F.; QIN, D.; PLATTNER, G.-K.; TIGNOR, M.; ALLEN, S. K.; BOSCHUNG, J.; NAUELS, A.; XIA, Y.; BEX, X.; MIDGLEY, P. M. (ed.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 p. 2013.

JACKSON, M. L.; SHERMAN, G. D. Chemical weathering of minerals in soils. **Advances in Agronomy**, v.5, p.219-318, 1953. DOI: https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60231-X

JANNIN, L.; ARKOUN, M.; OURRY, A.; LAÎNÉ, P.; GOUX, D.; GARNICA, M.; FUENTES, M.; FRANCISCO, S. S.; BAIGORRI, R.; CRUZ, F.; HOUDUSSE, F.; GARCIA-MINA, J. M.; YVIN, J. C.; ETIENNE, P. Microarray analysis of humic acid effects on *Brassica napus* growth: Involvement of N, C and S metabolisms. **Plant Soil**, v. 359, p. 297-319, 2012. DOI: https://doi.org/10.1007/s11104-012-1191-x.

JINDO, K.; MARTIM, A. S.; NAVARRO, E. C.; PÉREZ-ALFOCEA, F.; HERNANDEZ, T.; GARCIA, C.; AGUIAR, N. O.; CANELLAS, L. P. Root growth promotion by humic acids from composted and non-composted urban organic wastes. **Plant Soil**, v. 353, p. 209-220, 2012. DOI: https://doi.org/10.1007/s11104-011-1024-3.

KEIJI, J.; OLIVARES, F. L.; MALCHER, D. J. P.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; KEMPENAAR, C.; CANELLAS, L. P. From lab to field: role of humic substances under open-field and greenhouse conditions as biostimulant and biocontrol agent. **Frontiers in Plant Science**, v. 11, p. 426, 2020. DOI: https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00426.

KESBA, H. H.; EL-BELTAGI, H. S. Biochemical changes in grape rootstocks resulted from humic acid treatments in relation to nematode infection. **Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine**, v. 2, p. 287-293, 2012. DOI: https://doi.org/10.1016/S2221-1691(12)60024-0.

KONONOVA, M. M. **Matéria orgânica del suelo: su naturaleza, propriedades y métodos de investigación**. Barcelona: Oikos-Tou, 1982. 365 p.

LAL, R. World cropland soils as a source or sink for atmospheric carbon. **Advances in Agronomy**, v. 71, p. 145-191, 2001. DOI: https://doi.org/10.1016/S0065-2113(01)71014-0.

LEAL, J. R.; VELLOSO, A. C. X. Adsorção de fosfato em Latossolo sob vegetação de cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 8, p. 81-88, 1973.

LIMA, A. A.; ALVARENGA, M. A. R.; RODRIGUES, L.; CARVALHO, J. G. Concentração foliar de nutrientes e produtividade de tomateiro cultivado sob diferentes substratos e doses de ácidos húmicos. **Horticultura Brasileira**, v. 29, p. 63-69, 2011. DOI: https://doi.org/10.1590/S0102-05362011000100011.

LINDSAY, W. L. **Chemical equilibria in soils**. New York, John Wiley e Sons. 1979, p. 449.

LODHI, A.; TAHIR, S.; IQBAL, Z.; MAHMOOD, A.; AKHTAR, M.; QURESHI, T. M.; YAQUB, M.; NAEEM, A. Characterization of commercial humic acid samples and their impact on growth of fungi and plants. **Soil Environment**, v. 32, p. 63-70, 2013.

LOVLEY, D. R.; COATES, J. D.; BLUNT-HARRIS, E. L.; PHILLIPS, E. J. P.; WOODWARD, J. C. Humic substances as electron aceptors for microbial respiration. **Nature**, v. 382, p. 445-448, 1996.DOI: https://doi.org/10.1038/382445a0.

LOVLEY, D. R.; WOODWARD, J. C.; BLUNT-HARRIS, E. L.; HAYES, L.; PHILLIPS, E. J. P.; COATES, J. D. Humic substances as mediator for microbially-catalized metal reduction. **Acta Hidrochimica Hydrobiologica**, v. 26, p. 152-157, 1998. DOI: https://doi.org/10.1002/(SICI)1521-401X(199805)26:3%3C152::AID-AHEH152%3E3.0.CO;2-D.

MALCOLM, R. L.; MACCARTHY, P. Limitations in the use of commercial humic acids in water and soil. **Environment Science Technology**, v. 20, p. 904-911, 1986. DOI: https://doi.org/10.1021/es00151a009.

MALIK, K.; AZAM, F. Effect of humic acid on wheat (*Triticum aestivum* L.) seedling growth. **Environmental and Experimental Botany**, v. 25, p. 245-252, 1985. DOI: https://doi.org/10.1016/0098-8472(85)90008-5.

MARQUES JÚNIOR, R. B.; CANELLAS, L. P.; SILVA, L. G.; OLIVARES, F. L. Promoção de enraizamento de microtoletes de cana-de-açúcar pelo uso conjunto de substâncias húmicas e bactérias diazotróficas endofíticas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1121-1128, 2008. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000300020.

MARTIN-NETO, L.; ANDRIULO, A. E.; TRAGHETTA, D. Effects of cultivation on ESR spectra of organic matter from soil size fractions of a Mollisol. **Soil Science**, v. 157, p. 365-372, 1994. DOI: 10.1097/00010694-199406000-00005.

MATTHIESSEN, A. Determining the redox capacity of humic substances as a function of pH. **Vom Wasser**, v. 84, p. 229-235, 1995.

MEIRELLES, A. F. M. **Produtividade de hortaliças (alface, brócolis e rúcula) em resposta ao tratamento com ácidos húmicos e bactérias promotoras de crescimento em unidades de agricultura familiar.** 2016, 91 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

MEIRELLES, A. F. M.; BALDOTTO, M. A.; BALDOTTO, L. E. B. Produtividade da alface (*Lactuca sativa* L.) em resposta à aplicação deácidos húmicos e bactérias diazotróficas, em condições de campo. **Revista Ceres**, v. 64, p. 451-459, 2017. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/0034-737x20176405001.

MELO, R. O.; BALDOTTO, M. A.; BALDOTTO, L. E. B. Corn initial performance in response to humic acids from bovine manure and poultry litter. **Semina Ciências Agrárias**, v. 36, p. 1863-1874, 2015. DOI: http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2015v36n3Supl1p1863.

MELO, R. O.; OLIVEIRA, H. P.; SILVEIRA, K. C.; BALDOTTO, L. E. B.; BALDOTTO, M. A. Initial performance of maize in response to humic acids and plant growth-promoting bacteria. **Revista Ceres**, v. 65, p. 217-220, 2018. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/0034-737x201865030007.

MILORI, D. M. B. P.; MARTIN-NETO, L.; BAYER, C.; MIELNICZUCK, J.; BAGNATO, V. S. Humification degree of soil humic acids determined by fluorescence spectroscopy. **Soil Science**, v. 167, p. 739-749, 2002.

MIRANDA, A. R.; GIUDICE, M.; BALDOTTO, L. E. B.; BALDOTTO, M. A. Produtividade da soja (Cultivar UFVTN 105 AP) em resposta à aplicação de ácidos húmicos. In: Simpósio de Integração Acadêmica UFV 2015, **Anais Simpósio de Integração Acadêmica UFV 2015**, Florestal, 2015.

MORA, V.; BAIGORRI, R.; BACAICOA, E.; ZAMARREÑO, A. M.; GARCÍA-MINA, J. M. The humic acid-induced changes in the root concentration of nitric oxide, IAA and ethylene do not explain the changes in root architecture caused by humic acid in cucumber. **Environmental and Experimental Botany**, v. 76, p. 24-32, 2012.

MORA, V.; BACAICOA, V.; ZAMARREÑO, A. M.; AGUIRRE, E.; GARNICA, M.; FUENTES, M.; GARCÍA-MINA, J. M. Action of humic acid on promotion of cucumber shoot growth involves nitrate related changes associated with the root-to-shoot distribution of cytokinins, polyamines and mineral nutrients. **Journal of Plant Physiology**, v. 167, p. 633–642, 2010. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jplph.2009.11.018.

MORAIS, J.; OLIVEIRA, I. N.; DIAS, V. L. N.; RODRIGUES, A. A. C.; AZEVEDO, A. S.; BEZERRA, G. A. Efeitos dos ácidos húmicos e fúlvicos na microflora do solo e na concentração de clorofila em alface. In: **Resumos do VII Congresso Brasileiro de Agroecologia**, Fortaleza, CE. 2011.

MUSCOLO, A.; SIDARI, M.; NARDI, S. Humic substance: relationship between structure and activity. Deeper information suggests univocal findings. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 129, p. 57–63, 2013. DOI: https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.10.012.

NANNIPIERI, P.; GIANFREDA, L. Kinetics of enzyme reactions in soil environments. In: HUANG, P. M.; SENESI, N.; BUFFLE, J. (ed.). **Structure and surface reactions of soil particles**. J Wiley & Sons, New York, 1998, p. 449-479.

NARDI, S.; CONCHERI, G.; DELL'AGNOLA, G.; SCRIMIN, P. Nitrate uptake and atpase activity in oat seedlings in the presence of two humic fractions. **Soil and Biology and Biochemistry**, v. 9, p. 833-836, 1991. DOI: https://doi.org/10.1016/0038-0717(91)90094-Z.

NARDI, S.; PIZZEGHELLO, D.; MUSCOLO, A.; VIANELLO, A. Physiological effects of humic substances on higher plants. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 34, p. 1527-1536, 2002. DOI: https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00174-8.

NORI, J. A. T.; BALDOTTO, M. A.; GIUDICE, M.; ANTÔNIO, A. C.; BALDOTTO, L. E. B. Desempenho de Cucurbita pepo em resposta ao condicionamento osmótico com adição de bioestimulantes. In: Simpósio de Integração Acadêmica UFV 2016, **Anais Simpósio de Integração Acadêmica UFV 2016**, Florestal, 2016.

OLIVARES, F. L.; BUSATO, J. G.; DE PAULA, A. M. Plant growth promoting bacteria and humic substances: crop promotion and mechanisms of action. **Chemical and Biological Technologies in Agriculture**, v. 4, 30, 2017. DOI: https://doi.org/10.1186/s40538-017-0112-x.

OLIVEIRA, F. M.; BALDOTTO, M. A.; BALDOTTO, L. E. B. Avaliação de crescimento de braquiária brizantha cv. Marandú em resposta à aplicação de substâncias húmicas de cama de aviário e de esterco bovino. In: Simpósio de Integração Acadêmica UFV 2015, **Anais Simpósio de Integração Acadêmica UFV 2015**, Florestal, 2015.

OLIVEIRA, H. P.; MELO, R. O.; BALDOTTO, M. A.; ANDRADE, M. A. S.; BALDOTTO, L. E. B. Performance of pre-sprouted sugarcane seedlings in response to the application of humic acid and plant growth-promoting bacteria. **Semina Ciências Agrárias**, v. 29, p. 1365-1370, 2018. DOI: http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2018v39n3p1365.

PERETYAZHKO, T.; SPOSITO, G. Iron(III) reduction and phosphorous solubilization in humid tropical forest soils. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 69, p. 3643-3652, 2005. DOI: https://doi.org/10.1016/j.gca.2005.03.045.

PÉREZ, M. G.; MARTIN-NETO, L.; SAAB, S. C.; NOVOTNY, E. H.; MILORI, D. M. B. P.; BAGNATO, V. S.; COLNAGO, L. A.; MELO, W. J.; KNICKER, H. Characterization of humic acids from a Brazilian Oxisol under different tillage systems by EPR, ^{13}C NMR, FTIR and fluorescence spectroscopy. **Geoderma**, v. 118, p. 181-190, 2004. DOI: https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00192-7.

PICCOLO, A.; CONTE, P.; COZZOLINO, A. Effects of mineral and monocarboxylic acids on the molecular association of dissolved humic substances. **European Journal of Soil Science**, v. 50, p. 687-694, 1999. DOI: https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.1999.00276.x.

PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances. **Soil Science**, v. 166, p. 810-832, 2001. DOI: https://doi.org/10.1016/S0065-2113(02)75003-7.

PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances: a novel understanding of humus chemistry and implications in soil science. **Advances in Agronomy**, v. 75, p. 57-134, 2002. DOI: http://doi.org/10.1016/s0065-2113(02)75003-7.

PILANAL, N.; KAPLAN, M. Investigation of effects on nutrient uptake of humic acid applications of different forms to strawberry plant. **Journal of Plant Nutrition**, v. 26, p. 835-843, 2003. DOI: https://doi.org/10.1081/PLN-120018568.

PINTO, J. P.; GAVA, C. A. T.; LIMA, M. A. C.; SILVA, A. F.; RESENDE, G. M. Cultivo orgânico de meloeiro com aplicação de biofertilizantes e doses de substância húmica via fertirrigação. **Revista Ceres**, v. 55, p. 280-286, 2008. DOI: http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=305226703018.

PINTON, R.; CESCO. S.; IACOLETTIG, G.; ASTOLFI, S.; VARANINI, Z. Modulation of NO_3^- uptake by water-extractable humic substances: involvement of root plasma membrane H^+-ATPase. **Plant Soil**, v. 215, p. 155-161, 1999. DOI: https://doi.org/10.1023/A%3A1004752531903.

PUGLISI, E.; FRAGOULIS, G.; DEL RE, A. A.; SPACCINI, R.; PICCOLO, A.; GIGLIOTTI, G.; SAID-PULLICINO, D.; TREVISAN, M. Carbon deposition in soil rhizosphere following amendments with compost and its soluble fractions, as evaluated by combined soil-plant rhizobox and reporter gene systems. **Chemosphere**, v. 73, p.1292-1299, 2008. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.07.008.

PUGLISI, E.; FRAGOULIS, G.; RICCIUTI, P.; CAPP A, F.; SP ACCINI, R.; PICCOLO, A.; TREVISAN, M.; CRECCHIO, C. Effects of a humic acid and its size-fractions on the bacterial community of soil rhizosphere under maize (*Zea mays* L.). **Chemosphere**, v. 77, p. 829–837, 2009. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.07.077.

PUGLISI, E.; PASCAZIO, S.; SUCIU, N.; CATTANI, I.; FAIT, G.; SPACCINI, R.; CRECCHIO, C.; PICCOLO, A.; TREVISAN, M. Rhizosphere microbial diversity as influenced by humic substance amendments and chemical composition of rhizodeposits. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 129, p. 82-94, 2013. DOI: https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.10.006.

QUAGGIOTTI, S.; RUPERTI, B.; PIZZEGHELLO, D.; FRANCIOSO, O.; TUGNOLI, V.; NARDI, S. Effect of low molecular size humic substances on nitrate uptake and expression of genes involved in nitrate transport in maize (*Zea mays* L.). **Journal of Experimental Botany**, v. 55, p. 803-813, 2004. DOI: https://doi.org/10.1093/jxb/erh085.

RAYLE, D. L.; CLELAND, R. The acid growth theory of auxin-induced cell elongation is alive and well. **Plant Physiology**, v. 99, p. 1271-1274, 1992. DOI: https://doi.org/10.1104/pp.99.4.1271.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H. **Substâncias húmicas aquáticas**: interações com espécies metálicas. São Paulo, Editora UNESP, 2003. p. 120.

RODRIGUES, L. F. O. S.; GUIMARÃES, V. F.; SILVA, M. B.; PINTO JUNIOR, A. S.; KLEIN, J.; COSTA, A. C. P. R. Características agronômicas do trigo em função de *Azospirillum brasilense*, ácidos húmicos e nitrogênio em casa de vegetação. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 18, p. 31-37, 2014. DOI: https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000100005.

ROSE, M. T.; PATTI, A. F.; LITTLE, K. R.; BROWN, A. L.; JACKSON, W. R.; CAVAGNARO, T. R. A meta-analysis and review of plant-growth response to humic substances: practical implications for agriculture. **Advances in Agronomy**, v. 124, p. 37-89, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800138-7.00002-4.

ROVIRA, P. A. S.; BRUNETTI, G.; POLO, A.; SENESI, N. Comparative chemical and spectroscopic characterization of humic acids from sewage sludges and sludge-amended soils. **Soil Science**, v. 167, p. 235-245, 2002. DOI: 10.1097/00010694-200204000-00001.

SAAB, S. C.; MARTIN-NETO, L. Use of the EPR technique to determine thermal stability of some humified organic substances found in soil organic-mineral fractions. **Química Nova**, v. 26, p. 497-498, 2003. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-40422003000400010.

SANTOS, M. A.; BALDOTTO, M. A.; BALDOTTO, L. E. B. Desenvolvimento inicial do sorgo em resposta ao tratamento das sementes com ácidos húmicos. In: Simpósio de Integração Acadêmica, 2017. Simpósio de Integração Acadêmica, Florestal, 2017.

SCHIAVON, M.; PIZZEGHELLO, D.; MUSCOLO, A.; VACCARO, S.; FRANCIOSO, O.; NARDI, S. High molecular size humic substances enhance henylpropanoid metabolism in maize (*Zea mays* L.). **Journal of Chemistry and Ecology**, v. 36, p. 662–669, 2010.

SCHNITZER, M.; GUPTA, U. C. Determination of acidity in soil organic matter. Soil Science Societ of American Procedins, v. 29, p. 274-277, 1965. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj1965.03615995002900030016x.

SCHNITZER, M.; RIFFALDI, R. The determination of quinone groups in humic substances. Soil Science Society of America Journal, v. 36, p. 772-777, 1972. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj1972.03615995003600050026x.

SCHWARZENBACH, R. P.; STIERLI, R.; LANZ, K.; ZEYER, J. Quinone and iron porphyrin mediated reduction of nitroaromatic compounds in homogeneous aqueous solution. **Environmental Science and Tecnology**, v. 24, p. 1566-1574, 1990.

SCOTT, D. T.; MCKNIGHT, D. M.; LOVLEY, D. R. Quinone moieties act as electron acceptors in the reduction of humic substances by humics-reducing microorganisms. **Environmental Science and Tecnology**, v. 32, p. 2984-2963, 1998. DOI: https://doi.org/10.1021/es00080a017.

SENESI, N., RIZZI, F. R., DELLINO, P.; ACQUAFREDDA, P. Fractal humic acids in aqueous suspensions at various concentrations, ionic strengths, and pH values. **Colloids and Surfaces A. Physicochemical and Engineering Aspects,** v. 127, p. 57-68, 1997. DOI: https://doi.org/10.1016/S0927-7757(96)03949-0.

SILVA, A. C.; CANELLAS, L. P.; OLIVARES, F. L.; DOBBSS, L. B.; AGUIAR, N. O.; FRADE, D. O. R.; REZENDE, C. E.; PERES, L. E. P. Promoção do crescimento radicular de plântulas de tomateiro por substâncias húmicas isoladas de turfeiras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1609-1617, 2011.

SILVA, L. J.; LOZADA, J. R.; SILVEIRA, K. C.; SANDER, N. L.; LEITE, F. F. G. D.; BALDOTTO, M. A.; BALDOTTO, L. E. B. Growth of leopard flower (*Belamcanda chinensis*) with humics acids in nursery garden. **Research, Society and Development**, v. 10, e56310313792, 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i3.13792.

SILVA, R. M.; JABLONSKI, A.; SIEWERDT, L.; SILVEIRA JÚNIOR, P. Desenvolvimento das raízes do azevém cultivado em solução nutritiva completa, adicionada de substâncias húmicas, sob condições de casa de vegetação. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 29, p. 1623-1631, 2000. DOI: https://doi.org/10.1590/S1516-35982000000600005.

SILVA, V. A. R.; BALDOTTO, M. A.; ALMEIDA, D. D.; BORGES, L. E.; REIS, M. A. Produtividade de arroz caravela em casa de vegetação em resposta a aplicação do bioestimulante ácido húmico isolado de esterco bovino. In: Simpósio de Integração Acadêmica UFV 2018, **Anais Simpósio de Integração Acadêmica UFV 2018**, Florestal, 2018.

SONDERGAARD, T. E.; SCHULZA, A.; PALMGREN, M. G. Energization of transport processes in plants. Roles of plasma membrane H^+-ATPase. **Plant Physiology**, v. 136, p. 2475-2482, 2004. DOI: https://doi.org/10.1104/pp.104.048231.

SOUZA, B. R.; BALDOTTO, L. E. B.; PAULA, A. M.; CAMPOS, F. S.; SILVEIRA, K. C.; VIEIRA, P. M.; SODRE, F. F.; BUSATO, J. Screening of beneficial bacteria associated with *Calophyllum brasiliense* Cambess so as to develop microbial inoculants for agriculture. **Plant Omics**, v. 12, p. 93-101, 2019. DOI:10.21475/poj.12.02.19.p2025.

SPACCINI, R.; PICCOLO, A.; CONTE, P.; MBAGWU, J. S. C. Changes of humic substances characteristics from forested to cultivated soils in Ethiopia. **Geoderma**, v. 132, p. 9-19, 2006. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.04.015.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford. 2008, 330 p.

STEVENSON, F.J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. 2nd. New York: Wiley, 1994. p. 496

STRUYK, Z.; SPOSITO, G. Redox properties of standard humic acids. **Geoderma**, v. 102, p. 329-346, 2001. DOI: https://doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00040-4.

STUMM, W.; MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters.** New York: Wiley-Interscience, 3.ed. 1996, p. 1022.

SUNDA, W. G.; KIEBER, D. J. Oxidation of humic substances by manganese oxides yields low-molecular-weight organic substrates. **Nature**, v.3 67, p. 62-65, 1994. DOI: https://doi.org/10.1038/367062a0.

SUTTON, R.; SPOSITO, G. Molecular structure in soil humic substances: the new view. **Environmental Science and Technology**, v. 39, p. 9009-9015, 2005. DOI: https://doi.org/10.1021/es050778q.

TEJADA, M.; GONZALEZ, J. L. Effects of foliar application of a byproduct of the two-step olive oil mill process on maize yield. **Agronomie**, v. 23, p. 617–623, 2003. DOI: 10.1051/agro:2003041.

THURMAN, E. M.; MALCOLM, R. L. Preparative isolation of aquatic humic substances. **Environmental Science and Tecnology**, v. 15, p. 463-466, 1981. DOI: https://doi.org/10.1021/es00086a012.

TOMBÁCZ, E.; LIBOR, Z.; ILLÉS, E.; MAJZIK, A.; KLUMPP, E. The role of reactive surface sites and complexation by humic acids in the interaction of clay mineral and iron oxide particles. **Organic Geochemistry**, v. 35, p. 257-267, 2004. DOI: https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2003.11.002.

TOSSELL, J. A. Quinone–hydroquinone complexes as model components of humic acids: theoretical studies of their structure, stability and visible–UV spectra. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 73, p. 2023-2033, 2009. DOI: https://doi.org/10.1016/j.gca.2008.12.029.

TREVISAN, S.; FRANCIOSO, O.; QUAGGIOTTI, S.; NARDI, S. Humic substances biological activity at the plant-soil interface from environmental aspects to molecular factors. **Plant Signaling and Behavior**, v. 5, p. 635-643, 2010a. DOI: https://dx.doi.org/10.4161%2Fpsb.5.6.11211.

TREVISAN, S.; PIZZEGHELLO, D.; RUPERTI, B.; FRANCIOSO, O.; SASSI, A.; PALME, K.; QUAGGIOTTI, S.; NARDI, S. Humic substances induce lateral root formation and expression. of the early auxin-responsive IAA19 gene and DR5 synthetic element in *Arabidopsis*. **Plant Biology**, v. 12, p. 604-614, 2010b. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2009.00248.x.

TREVISAN, S.; BOTTON, A.; VACCARO, S.; VEZZARO, A.; QUAGGIOTTI, S.; NARDI, S. Humic substances affect *Arabidopsis* physiology by altering the expression of genes involved in primary metabolism, growth and development. **Environmental and Experimental Botany,** v. 74, p. 45-55, 2011. DOI: nttps://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2011.04.017.

VALDRIGHI, M. V.; PERA, A.; AGNOLUCCI, M.; FRASSINETTI, S.; LUNARDI, D.; VALLINI, G. Effects of compost-derived humic acids on vegetable biomass production and microbial growth within a plant (*Cichorium intybus*)-soil system: a comparative study. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 58, p. 133-144, 1996. DOI: https://doi.org/10.1016/0167-8809(96)01031-6.

VAUGHAN, D.; MALCOLM, R. E. Effect of humic acid on invertase synthesis in roots of higher plants. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 11, p. 247-252, 1979. DOI: https://doi.org/10.1016/0038-0717(79)90069-5.

VISSER, S. A. Physiological action of humic substances on microbial cells. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 17, p. 457-462, 1985. DOI: https://doi.org/10.1016/0038-0717(85)90009-4.

WANGEN, D. R. B.; MENDES, L. F.; SAGATA, E.; SILVA, H. C.; SHIMAMOTO, G. F. Fertilizante orgânico na produção de couve-da-malásia, *Brassica chinensis* var. parachinensis (Bailey) Sinskaja. **Enciclopédia Biosfera,** v. 9, p. 1429-1435, 2013.

XIAOLI, C.; SHIMAOKA, T.; XIAOYAN, C.; QIANG, G.; YOUCAI, Z. Spectroscopic studies of the progress of humification processes in humic substances extracted from refuse in a landfill. **Chemosphere**, v. 69, p. 1446-1453, 2007. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.04.076.

ZANDONADI, D. B.; CANELLAS, L. P.; FAÇANHA, A. R. Indolacetic and humic acids induce lateral root development through a concerted plasmalemma and tonoplast H+ pumps activation. **Planta**, v. 225, p. 1583-1595, 2007. DOI: https:doi.org/10.1007/s00425-006-0454-2. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2004000300005.

ZECH, W.; SENESI, N.; GUGGENBERGER, G.; KAISER, K.; LEHMANN, J.; MIANO, T. M.; MILTNER, A.; SCHROTH, G. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. **Geoderma**, v. 79, p. 117-161, 1997. DOI: https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00040-2.

Capítulo 14

Biocarvão: uso agrícola e ambiental

Cristiano Alberto de Andrade
Aline Peregrina Puga

Introdução

O biocarvão é um material sólido obtido a partir da conversão termoquímica de biomassa(s) em ambiente com concentração limitada de oxigênio. Esse material pode ser usado diretamente na agricultura, principalmente no solo, ou ser usado na composição de outros insumos, como adsorventes e fertilizantes, com amplo potencial de uso agrícola no condicionamento do solo, remediação de ambientes contaminados e mitigação de gases de efeito estufa (IBI, 2015).

O interesse pela obtenção e uso do biocarvão para fins agrícolas e ambientais evoluiu a partir de estudos sobre a Terra Preta de Índio. A Terra Preta de Índio são solos antropogênicos da região Amazônica e, de forma geral, são caracterizados pela coloração escura, presença de material arqueológico (fragmentos cerâmicos e artefatos líticos), altas concentrações de matéria orgânica do solo, cálcio (Ca), magnésio (Mg), fósforo (P), manganês (Mn) e zinco (Zn) (Falcão et al., 2009). Estes solos se contrastam com os solos adjacentes, de mesma formação geológica, porém de baixa fertilidade e com características visuais diferenciadas. A coloração escura característica da Terra Preta de Índio e a alta concentração de nutrientes se devem a atividade humana pré-histórica, com deposição de material orgânico decomposto, cinzas e, principalmente, carvão (Falcão et al., 2009; Kern et al., 2009). Existem questionamentos sobre a intenção ou não de deposição e acúmulo de carvão nas Terra Preta de Índio, que poderia proporcionar solos mais produtivos paras as tribos, ou, se tal depósito foi somente em função do descarte de resíduos. Silva et al. (2021) publicaram um estudo no qual a hipótese sobre a gênese das Terra Preta de Índio em um local específico da região Amazônica foi atribuída à deposição aluvial de Carbono (C) e nutrientes, iniciada, segundo os autores, há vários milhares de anos antes

das primeiras evidências de manejo do solo para cultivo de plantas na região, refutando a origem antrópica.

De alguma forma essa dúvida sobre a intenção ou não em depositar e acumular carvão na Terra Preta de Índio migrou para discussões filosóficas e reflexivas referentes ao termo biocarvão. Alguns pesquisadores se posicionam a favor do emprego do termo quando o processo de pirólise é realizado para obtenção do insumo, que será aplicado no solo para algum benefício agrícola ou ambiental. Outros especialistas defendem um uso mais amplo do termo. De acordo com Brown et al. (2015), são três os tipos dos chamados materiais carbonáceos pirogênicos: o carvão resultante de incêndios naturais, o carvão produzido de material vegetal ou animal para produção de energia, e o biocarvão produzido para fins agroambientais.

Essa discussão torna-se interessante quando o controle do processo de pirólise, seu rendimento e a otimização das variáveis envolvidas na produção, são aspectos relevantes para a escala industrial, o mercado, a rastreabilidade de uso na cadeia e a avaliação do desempenho ambiental, com foco no produto agrícola. De outro modo, a pirólise é o processo que ocorre nas três dimensões mencionadas por Brown et al. (2015) e resulta no material transformado termoquimicamente em ambiente com baixa disponibilidade de oxigênio, ou seja, no biocarvão.

Nesse sentido, o uso mais amplo do termo biocarvão parece ser mais razoável, de forma a contemplar, por exemplo, os finos da produção de carvão vegetal para a indústria siderúrgica, ou uso residencial (fins energéticos), passível de uso agrícola. Fazendo-se uma analogia com a questão do fogo em canaviais, tem-se o fogo acidental, proveniente de uma descarga elétrica natural, por exemplo; o fogo criminoso, relacionado a uma ação ilegal; e o fogo controlado que foi usado amplamente no passado para a despalha da cana-de-açúcar antes da colheita e hoje é de uso restrito a algumas situações muito bem definidas. Essa divisão é bastante útil na investigação e interpretação para imposição de pena de lei a uma conduta não aceitável e/ou para a comprovação de isenção de parte interessada, mas o fogo que ocorre é o mesmo processo (rápida oxidação de material combustível na presença de oxigênio) nos três casos.

Dessa forma, entende-se por biocarvão, inclusive para fins de redação do presente capítulo, todo material proveniente da pirólise de biomassa que pode ou é usado na agricultura, independentemente do planejamento ou intenção inicial. Há ainda o uso muito difundido do termo em inglês, biochar, mas para o presente capítulo utilizou-se sua tradução direta.

As vantagens no uso do biocarvão no solo, de acordo com Lal (2016) são: aproveitamento de resíduos agrícolas e industriais, redução do risco de

contaminação por resíduos animais, potencial para sequestro de carbono no solo e criação de micro-habitat para favorecer microrganismos do solo. Por outro lado, as desvantagens são: custo adicional, possível redução de taxa de infiltração de água por hidrofobicidade do biocarvão, e inacessibilidade aos pequenos produtores rurais.

Embora diversas informações sobre os impactos do uso de biocarvões nos atributos químicos, físicos e biológicos do solo estejam disponíveis, é a questão do sequestro de C no compartimento edáfico que tem, na prática, movimentado o setor de agronegócio no sentido de identificar o biocarvão como insumo capaz de conduzir a balanços mais favoráveis de C no sistema de produção, com reflexos em preço diferenciado de produtos agrícolas e acesso a mercado, principalmente mercado exterior. O IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas), em um refinamento das diretrizes para inventários nacionais de gases de efeito estufa, incluiu metodologia para estimar o estoque de C no solo em função da aplicação de biocarvão, além de fatores para estimar o teor de C orgânico em função do tipo e temperatura de pirólise e da biomassa (IPCC, 2019). Isso evidencia a exposição e a relevância da pirólise como processo acoplado aos sistemas de produção agrícola e/ou tratamento de resíduos orgânicos urbanos, e do biocarvão para a captura e sequestro de C atmosférico, contribuindo para o enfrentamento das mudanças climáticas globais.

Independentemente da motivação de uso agrícola ou ambiental do biocarvão, alguns aspectos devem ser observados para seu uso racional:

- Viabilidade econômica;
- Disponibilidade e distância do reator de pirolítico;
- Disponibilidade da biomassa e caracterização química adequada para o fim;
- Logística para produção e aplicação;
- Dados científicos robustos comprovando os resultados esperados;
- Época, dose e forma de aplicação correta;
- Possível interação com corretivos, fertilizantes e defensivos agrícolas;
- Possível toxicidade para fauna do solo;
- Segurança para o trabalhador durante produção, manipulação e aplicação; e
- Legislação vigente.

No Brasil, não há legislação específica para registro e uso agrícola ou ambiental de biocarvões. No Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) o biocarvão deve ser enquadrado na categoria de

produtos já previstos ou configurar novo produto, nesse último caso com a apresentação de garantias mínimas, resultados de eficiência e parâmetros para fiscalização da qualidade. Dentro os produtos previstos para registro no MAPA, possivelmente os biocarvões se enquadram como condicionador de solo, ou fertilizante orgânico, ou fertilizante organomineral no caso de uso conjunto com fontes minerais.

A pesquisa científica tem desenvolvido e usado métodos mais específicos para biocarvões, de forma a permitir adequada avaliação desse material quanto ao uso, bem como subsidiar políticas públicas e leis pertinentes. Destaca-se, nesse sentido, a Iniciativa Internacional de Biocarvão (International Biochar Initiative – IBI), que publicou em 2015 diretrizes e métodos para amostragem e análises químicas, físicas e biológicas de biocarvões (IBI, 2015).

O presente capítulo apresenta aspectos básicos do processo de pirólise de biomassas, fontes de biomassa, potencial de uso agrícola e ambiental de biocarvões, em uso direto no solo ou na formulação de fertilizantes, e seus impactos na cadeia produtiva e no balanço de C dos sistemas de produção.

Biomassas, pirólise e características dos biocarvões

Pirólise é a decomposição termoquímica de uma biomassa na ausência total de agentes oxidantes (ar ou oxigênio) ou com fornecimento limitado que não permita gaseificação extensiva, e é tipicamente realizada entre 300 e 700 °C (Basu, 2013). A pirólise é uma tecnologia viável sob o ponto de vista custo-efetivo e limpa, considerada alternativa atrativa para o tratamento e disposição de resíduos em função da redução do volume, eliminação de eventual carga patogênica e geração de produtos energéticos e/ou químicos rentáveis (Conesa et al., 2009; Ahmad et al., 2014; Chen et al., 2014).

Durante a pirólise são produzidas três fases: gasosa (CO_2, H_2O, CO, dentre outros) – bio-gás; sólida – biocarvão; e líquida (alcatrões, hidrocarbonetos mais pesados e água) – bio-óleo (Basu, 2013). Os gases gerados durante o processo podem ser capturados e condensados (em bio-óleo e gás de síntese) e utilizados como fonte de energia renovável (Ahmad et al., 2014).

Em termos de tempo de aquecimento, a pirólise pode ser lenta ou rápida. É considerada lenta quando o tempo de aquecimento necessário para aquecer o combustível até a temperatura de pirólise é muito mais longo do que o tempo de reação de pirólise característica, e o contrário no processo rápido. O tempo de residência do vapor na pirólise rápida é da ordem de segundos ou milissegundos, enquanto na lenta é na ordem de minutos. Ressalta-se que a pirólise lenta favorece a produção do biocarvão, enquanto a pirólise rápida favorece a produção do bio-óleo e gás no balanço de massas (Basu, 2013), e,

com a elevação da temperatura de pirólise, ocorre a diminuição da produção de biocarvão e o aumento da produção de bio-gás (Yaashikaa et al., 2020). O rendimento dos produtos obtidos por diferentes tipos de pirólise encontra-se na Figura 1 (IEA, 2006).

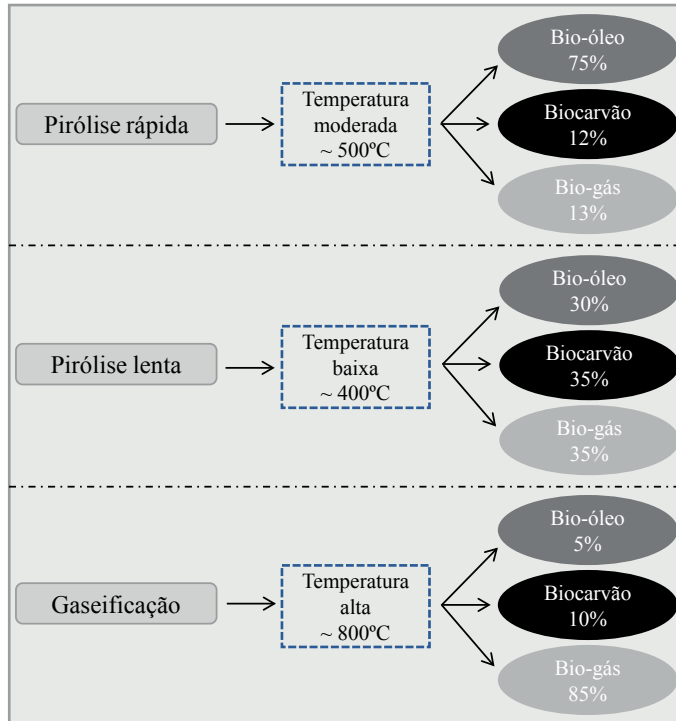



Figura 1. Rendimento dos produtos obtidos por diferentes tipos de pirólise.
Fonte: Adaptado de IEA (2006).

A matéria-prima para produção do biocarvão consiste em algum tipo de biomassa e sua escolha dependerá de fatores como: disponibilidade, teor de umidade, presença de metais pesados ou elementos tóxicos e distância da planta de pirólise, dentre outros.

Alguns resíduos ou subprodutos agrícolas, agroindustriais e alimentícios, florestais e animais que apresentam entraves para a correta destinação, ou que representam desafio para a otimização de uso podem ser utilizados como matéria prima na produção de biocarvão. Por exemplo, a palha de cana-de-açúcar, amplamente disponível no campo após a evolução da colheita para a operação mecanizada, pode ser transformada em biocarvão (Figura 2), representando a flexibilização de uso desse material. No caso de dejetos animais com algum risco de carga patogênica ou de resíduo de antibióticos, a

pirólise deve constituir alternativa de tratamento e viabilização de reciclagem de matéria e energia no ambiente agrícola.

Fotos: Aline P. Puga

Figura 2. Palha de cana-de-açúcar e biocarvão de palha de cana-de-açúcar.

Dois pontos são fundamentais na pirólise como sistema de tratamento e viabilização de uso de biomassas diversas: a redução de volume (Abdelhafez et al., 2014) e a minimização de contaminação ambiental em função de altas temperaturas empregadas, promovendo eliminação de patógenos (Ahmad et al., 2014), remoção de antibióticos e imobilização de metais pesados (Tian et al., 2019). Mais recentemente tem-se o foco na concentração de C estabilizado no biocarvão e contabilização como captura e sequestro de C após sua aplicação no solo (Lefebvre et al., 2020).

Um projeto mais racional e lógico de implementação de produção e uso de biocarvão pode ser acoplado à fonte geradora de resíduo, e, possivelmente, próximo às áreas de agricultura passíveis de recebimento/consumo desse material, reduzindo os custos de transporte e simplificando a logística. Esse arranjo da pirólise no processo produtivo deve ser preferencialmente realizado, mas seu emprego também pode ser uma alternativa a algum processo em desuso ou como resposta a mudanças de paradigmas e leis.

A umidade da biomassa constitui, frequentemente, em obstáculo e elevação dos custos associados à produção do biocarvão. Além do impacto direto no custo de transporte dessa biomassa, caso a geração esteja distante da planta de pirólise, valores de umidade elevados tem alto custo energético, e, a água evaporada acaba nos coprodutos gasosos e líquidos, diluindo-os e reduzindo seu valor de aquecimento (Masek et al., 2016), podendo até inviabilizar financeiramente os projetos. A maioria dos sistemas de pirólise

pode tolerar umidade de até 30%, embora seja preferível valores ao redor de 10% (Masek et al., 2016).

Biomassas com uso tradicional na agricultura, sem restrições sanitárias, usadas no condicionamento de solos ou fertilização orgânica, devem ser vistos como segunda opção para a pirólise e obtenção de biocarvão. Isso porque, embora o processo de pirólise concentre C e a maioria dos nutrientes (Ca, K, P), 50% do nitrogênio (N) da biomassa são perdidos na forma de gás durante o aquecimento (Singh et al., 2012).

A alteração da disponibilidade do nutriente também pode ocorrer, mesmo que os teores ou quantidades em termos de balanço de massa sejam mantidos entre a biomassa e o respectivo biocarvão. Segundo Ippolito et al. (2015), não é possível prever a concentração disponível dos nutrientes do biocarvão a partir da concentração na biomassa, pois outros fatores, como as condições de pirólise, afetam os nutrientes retidos e perdidos. Os autores analisaram dados de cinco estudos sobre a relação entre a concentração total e disponível dos nutrientes e verificaram que essa relação não existe para P e para Ca, K, e Mg está entre 55% e 65%.

Previamente à produção de biocarvão, a biomassa deve passar por caracterização química e física completa com a finalidade de avaliação ambiental. A caracterização química é importante para prever a estabilidade, valor agronômico e risco potencial para o meio ambiente (Schellekens et al., 2018), ou para as culturas, por exemplo a fitotoxicidade de certos elementos como o Na e metais pesados, ou mesmo possíveis alterações na população e densidade de microrganismos (Enders et al., 2012).

A produção de biocarvão pode ocorrer por meio de sistemas avançados de pirólise ou por tecnologias tradicionais de produção de carvão. Sistemas de conversão avançados permitem o controle preciso das condições operacionais e o ajuste das propriedades físicas e químicas do biocarvão, que pode "customizar" o produto (Spokas et al., 2012).

De forma geral, as características do biocarvão (área superficial, capacidade de troca catiônica, pH, % de C, e outros) variam em função de: temperatura e tempo de pirólise, do tipo de biomassa, tamanho de partícula da matéria-prima, tipo de pirólise e tempo de residência (Basu, 2013; Paz-Ferreiro et al., 2014). As características químicas, físicas e físico-químicas mais relevantes do biocarvão são: massa de C, porosidade, cinzas, estabilidade, aromaticidade, polaridade, grupos funcionais de superfície, pH, capacidade de troca catiônica (CTC), área superficial específica e concentração de nutrientes.

A produção de biocarvão em baixas temperaturas (≤300 °C), como a torrefação, faz com que o material resultante apresente menor caráter aromático, ou seja, menos estável. Em temperaturas de pirólise mais elevadas (400 a 700 °C), o C é distribuído em estruturas aromáticas mais policondensadas que são resistentes à degradação microbiana, propriedade essencial para sequestro de C no solo em longo prazo (Spokas et al., 2012).

A pirólise favorece a eliminação de substâncias facilmente decomponíveis, de compostos voláteis e de elementos como O, H, N e S, de modo que a extensão das reações de pirólise resulta em biocarvão com maior concentração de C (Crombie et al., 2013; Ippolito et al., 2015). É importante salientar que C total ou N total é a combinação de C orgânico ou N orgânico e C inorgânico ou N inorgânico, respectivamente. Além disso, a maioria dos biocarvões derivados de plantas contém elevada concentração de C e menores concentrações de nutrientes em comparação com àqueles à base de dejetos animais (Ippolito et al., 2015). A maioria dos nutrientes (por exemplo, Ca^{2+}, Mg^{2+} e P) aumenta com a temperatura de pirólise, principalmente devido à concentração desses elementos, e, são dependentes do tipo de matéria-prima (Rehrah et al., 2016), como verificado na Tabela 1. Geralmente teores mais baixos de nutrientes são encontrados em palhas e materiais derivados de madeira quando comparados àqueles de origem animal, independentemente da temperatura de pirólise (Zhao et al., 2013). Em geral, o aumento da temperatura de pirólise tende a diminuir a CTC em função da diminuição de grupos funcionais oxigenados (ácidos) (Gomez-Eyles et al., 2013), que são responsáveis pela geração de cargas negativas (Domingues et al., 2017).

O biocarvão é um material altamente heterogêneo e suas características químicas variam em função de alguns fatores, dentre eles o tipo de biomassa e a temperatura de pirólise. Nesse sentido, Bibar (2014) analisou o potencial agrícola de biocarvões produzidos (pirólise lenta) a 400 e 700 °C provenientes de oito biomassas (dejeto de galinha, torta de filtro, lodo de esgoto, lodo de curtume, borra de café, micélio fúngico, serragem de eucalipto e lodo de esgoto compostado). Foram selecionados alguns dados para discussão (Tabela 1), juntamente com o estudo de Conz et al. (2017) que avaliaram quatro biocarvões (cama de frango, palha de cana-de-açúcar, casca de arroz e serragem) produzidos em quatro temperaturas (350, 450, 550 e 650 °C). Com o aumento da temperatura há diminuição do rendimento do biocarvão (Tabela 1) em consequência de perdas de CH_4, H_2 e CO (Rehrah et al., 2014) e da desidratação de componentes da celulose e lignina (Zhao et al., 2013). Biocarvões produzidos com biomassas com alta concentração de lignina apresentam maiores rendimentos (Weber; Quicker, 2018).

Tabela 1. Rendimento e caracterização química de cinco biomassas e seus respectivos biocarvões.

Material	Rendimento	Cinzas	pH	C	N
	%		(em água)	%	
DG/BM	-	nd	6,1 ± 0,02	32,1 ± 0,06	7,1 ± 0,10
DG/BC 400 °C	51	44,9 ± 1,31	10,8 ± 0	34,0 ± 0,59	3,7 ± 0,21
DG/BC 700 °C	45	50,3 ± 0,01	12,5 ± 0	31,7 ± 0,06	2,1 ± 0,05
SE/BM	-	nd	5,1 ± 0,02	49,4 ± 0,10	0,3 ± 0,02
SE/BC 400 °C	nd	1,9 ± 0,23	8,3 ± 0,07	75,9 ± 2,57	0,3 ± 0,01
SE/BC 700 °C	nd	2,2 ± 0,55	8,4 ± 0	79,6 ± 0,85	0,4 ± 0,03
TF/BM	-	nd	8,9 ± 0,20	26,4 ± 1,39	1,7 ± 0,06
TF/BC 400 °C	69	68,3 ± 0,67	9,5 ± 0,02	25,8 ± 0,06	1,5 ± 0,04
TF/BC 700 °C	57	77,3 ±1,51	11,0 ± 0,03	21,1 ±0,40	0,7 ± 0,03
CA/BM	-	77,0	6,1	36,1	nd
CA/BC 450 °C	49	40,4	8,3	48,6	nd
CA/BC 650 C	47	42,0	8,7	49,5	nd
PC/BM	-	90,6	7,8	42,4	nd
PC/BC 450 °C	38	24,2	8,8	65,6	nd
PC/BC 650 °C	33	13,3	9,2	69,4	nd
	CTC	**P**	**K**	**Ca**	**Mg**
	$mmol_c\ kg^{-1}$		**$g\ kg^{-1}$**		
DG/BM	450 ± 11	16 ± 0,04	2505 ± 14	109 ± 3,0	3,4 ± 0,1
DG/BC 400 °C	167 ± 0,4	33 ± 0,7	38311 ± 571	203 ± 2,4	8,2 ± 0,3
DG/BC 700 °C	45 ± 1,5	39 ± 0,9	44813 ± 2658	229 ± 4,2	9,8 ± 0,2
SE/BM	107 ± 1,2	0,22 ± 0	1851 ± 27	3,4 ± 0,06	0,4 ± 0,02
SE/BC 400 °C	46 ± 1,2	0,20 ± 0	2452 ± 36	3,4 ±0,06	0,4 ±0,02
SE/BC 700 °C	15 ± 0	0,10 ± 0,01	4979 ± 2430	1,4 ±0,7	0,2 ±0,04
TF/BM	370 ± 89	6,2 ± 0,5	722 ± 346	12 ± 0,4	17,0 ± 0,8
TF/BC 400 °C	230 ± 3,2	9,9 ± 0,1	1526 ± 26	28 ± 0,3	19,8 ± 0,3
TF/BC 700 °C	52 ± 1,0	10 ± 0,4	1478 ± 382	31 ± 1,3	21,0 ± 1,2
CA/BM	77	0	0,94	nd	0,22
CA/BC 450 °C	166	0	0,75	nd	0,18
CA/BC 650 °C	165	0	0,88	nd	0,21
PC/BM	190	0,94	6,75	nd	2,28
PC/BC 450 °C	200	1,67	9,87	nd	3,01
PC/BC 650 °C	169	2,73	13,65	nd	3,66

BM=biomassa; BC=biocarvão; DG=dejeto de galinha; TF=torta de filtro; SE=serragem de eucalipto; CA=casca de arroz; PC=palha de cana-de-açúcar; CTC=capacidade de troca de cátions. nd=não determinado. ± desvio padrão.
Fonte: Adaptado de Bibar (2014) e Conz et al. (2017).

O pH do biocarvão geralmente tem caráter alcalino em função da presença de sais, como carbonatos e cloretos de Ca e K, presentes nas cinzas, além de grupos funcionais ricos em oxigênio (dicetona, quinona e outros) (Mukome; Parikh, 2016). Com o aumento da temperatura de pirólise há maior remoção de grupos funcionais ácidos e aumento da concentração de cinzas, conduzindo a maior alcalinidade do biocarvão produzido (Ippolito et al., 2015). O teor de cinzas é uma medida dos constituintes inorgânicos (macro e micronutrientes) remanescentes do biocarvão após a remoção da matéria orgânica e da água, durante a pirólise (Mukome; Parikh, 2013).

Em relação à biomassa de origem, os principais constituintes são celulose, hemicelulose e lignina, e, em menores quantidades os extrativos orgânicos e minerais inorgânicos (Brown et al., 2015). Uma prática que pode ser realizada é o pré-tratamento da biomassa antes da pirólise como a diminuição do tamanho de partículas para aumento do rendimento ou enriquecimento/dopagem com nutrientes através de imersão ou vaporização para alterar as características químicas (Yaashikaa et al., 2020).

As características físicas essenciais do biocarvão são: densidade, área superficial, micro e macroporos, tamanho de partícula e distribuição de poros (Chia et al., 2015). Quanto a porosidade, a estrutura vascular do material vegetal contribui para os grandes poros, enquanto a maior parte da área superficial é derivada de nano poros criados durante o processo de aquecimento e pirólise (Brown et al., 2015). É possível aumentar a porosidade e a área superficial específica do biocarvão através de ativação (física ou química) na pirólise. Na Figura 3 é possível observar a estrutura porosa do biocarvão de palha de cana de açúcar produzido a 700 °C.

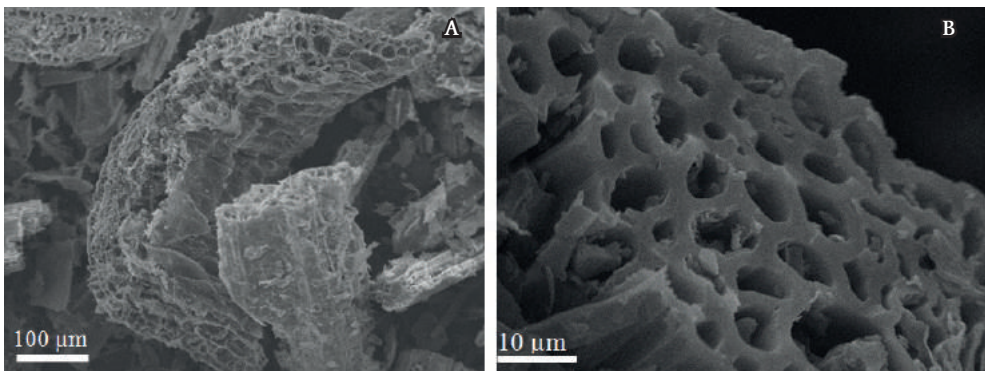



Figura 3. Imagens do biocarvão feitas em microscopia eletrônica de varredura (MEV) em dois aumentos: 250 (A) e 3.000 (B) vezes.

Fonte: Puga et al. (2015)

A estrutura porosa do biocarvão pode auxiliar na retenção de água do solo, sendo que os microporos têm papel na retenção de nutrientes e os macroporos na aeração do solo e na infiltração de água, criando condições favoráveis aos microrganismos do solo (Rehrah et al., 2016). Já a área superficial específica aumenta com a temperatura de pirólise, e isso está frequentemente associado a mudanças físicas e químicas (Ippolito et al., 2015).

Biocarvão como condicionador de solo

Condicionador de solo é o produto que promove a melhoria das propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas do solo, podendo recuperar solos degradados ou desequilibrados nutricionalmente (Brasil, 2006). Para um produto obter registro como condicionador é necessário atender aos critérios mínimos de capacidade de retenção de água (CRA) e de capacidade de troca catiônica (CTC), segundo instrução normativa vigente do MAPA (Brasil, 2006).

Uma motivação interessante para o uso de biocarvão, em solos de ambiente tropical, é a possibilidade de aumento da capacidade de troca catiônica (Andrade et al., 2015), considerando que a fração orgânica, em solos muito intemperizados, responde por 56% a 91% da CTC (van Raij, 1969).

Os incrementos da capacidade de troca catiônica do solo, em função da aplicação de biocarvão, ocorrem em consequência da elevação do pH e da alteração do teor de C no solo, e a intensidade deste efeito depende do solo, do tipo de biocarvão e da dose (Andrade et al., 2015; Domingues et al. 2020). De acordo com experimentos em laboratório, Andrade et al. (2015) constataram incremento da CTC efetiva de um Latossolo Vermelho-Amarelo com aplicação de doses de biocarvão de cama de frango (pirólise lenta a 400 °C). Este aumento foi de 5%, 11%, 21% e 42% para doses correspondentes a 4,7; 9,3; 18,6 e 37,2 t ha^{-1} de biocarvão, respectivamente. Os autores destacam que a origem da biomassa, ou seja, a cama de frango, foi mais eficiente no aumento da CTC potencial do solo a pH 7,0. Todavia, a sua mineralização foi de, aproximadamente, 50%, enquanto a mineralização do biocarvão foi de 5%, o que sugere efeitos de longo prazo na CTC pela estabilidade do C nesse material, na comparação com a biomassa original. Domingues et al. (2020) avaliaram o efeito da aplicação de biocarvões (originários de esterco de galinha, serragem de eucalipto, casca de café e bagaço de cana-de-açúcar em três temperaturas) na CTC de dois latossolos (textura argilosa e textura média), com doses de 2%, 5%, 10% e 20% (massa/massa) em estudo de incubação. Esses autores verificaram aumento da CTC dos dois solos com aumento da dose dos biocarvões de esterco de galinha e de casca de café. Contudo, os biocarvões de serragem de eucalipto e de bagaço de cana-de-açúcar não apresentaram o mesmo efeito. Além disso, com a adição de

20% do biocarvão de esterco de galinha (350 °C), os autores verificaram que a CTC potencial (pH 7,0) do solo de textura média foi elevada de 2,3 para 23,1 $cmol_c$ dm^{-3}. No entanto, Domingues et al. (2020) alertam que para aumentar a CTC do solo, sem que ocorra alcalinização, a dose de biocarvão não deve exceder 2% (massa/massa).

No solo, o biocarvão sofre uma série de interações bioquímicas, e suas propriedades podem se alterar com o tempo, processo esse habitualmente referido como envelhecimento (aging process) (Kookana, 2010). Nesse processo há formação de compostos fenólicos, carboxílicos, carbonílico, quinonas e grupos funcionais hidroxila (Paz-Ferreiro et al., 2014). O processo de envelhecimento do biocarvão no solo não é completamente compreendido, mas seu efeito deve ser importante na CTC do solo (Butnan et al., 2015), no aumento da capacidade de retenção de água e nutrientes (Paz-Ferreiro et al., 2014), em diversos atributos de fertilidade (Sohi, 2012) e no sequestro do C no solo (Kookana et al., 2011).

Para avaliar a CTC do biocarvão, em função do envelhecimento em laboratório durante 360 dias, Tozzi et al. (2019) variaram fatores abióticos (umidade e temperatura) bem como a presença e ausência de solo e observaram que apenas o fator tempo se destacou. Houve aumento de 100 $mmol_c$ kg^{-1} em um ano, o que representou aumento de 50% nas cargas superficiais devido ao processo de envelhecimento do biocarvão pela formação de grupamentos superficiais (carboxílico, fenólico e carbonílico). Muito provavelmente este efeito ocorre em longo prazo e e é contínuo devido à estabilidade do biocarvão.

É importante observar que o método de análise da CTC proposto pelo MAPA (Brasil, 2017) para material orgânico típico - através da ocupação dos sítios de troca do material com íons hidrogênio, provenientes de solução de ácido clorídrico e deslocamento desses via acetato de cálcio - muito provavelmente subestima o valor real da CTC do biocarvão. Dessa forma, ao buscar e apresentar valores legítimos, a maior parte das pesquisas utiliza método adaptado para biocarvão através de deslocamento compulsório com acetato de amônio (Gaskin et al., 2008). No caso de registro de biocarvão como produto novo sugere-se a apresentação deste método alternativo para fins de seu reconhecimento pelo órgão competente do MAPA, de acordo com artigo 71 do Decreto nº 8.384/2014 (Brasil, 2014).

Em função da sua natureza porosa, que reflete as estruturas celulares da biomassa de origem e do próprio processo de pirólise, o biocarvão tem o potencial para modificar a capacidade de retenção de água do solo. Muitos estudos nos quais o biocarvão afetou a produtividade da cultura citaram a retenção de água como um fator chave nos resultados, sendo que essa modificação da estrutura

física do solo pode resultar concomitantemente em aumento dos nutrientes na solução do solo (Sohi et al., 2010).

Blanco-Canqui (2017) em extensa revisão bibliográfica observou que 90% dos estudos concluíram que o biocarvão é capaz de aumentar a retenção de água no solo, e em 72% dos casos revisados houve aumento de água disponível para as plantas, variando entre 4% a 130%. Os argumentos para este efeito são aumento da área superficial específica e da porosidade do biocarvão. Todavia, geralmente esse efeito pode ser verificado somente com aplicação de doses altas ($\geq$15tha^{-1}) e a resposta a esta prática é menor em solos argilosos (Blanco-Canqui, 2017).

Em função da sua porosidade e interação com as partículas do solo, o biocarvão pode incrementar o teor de água disponível no solo como verificado por Yang e Lu (2021) em estudo em campo com aplicação incorporada de cinco tipos de biocarvão em solo franco siltoso. O aumento observado foi entre 15,2% e 42,4%. Além disso, na maior dose (22,5 t ha^{-1}) os autores observaram aumento de macro agregados (maiores que 5 mm de diâmetro) e na estabilidade de agregados, atribuído ao aumento do C orgânico e ação cimentante do biocarvão.

Algumas pesquisas evidenciaram que a aplicação de biocarvão no solo pode reduzir a severidade de doenças foliares e doenças causadas por patógenos habitantes do solo em várias culturas. Contudo, as características do biocarvão afetam sua capacidade de supressão de doenças (Jaiswal et al., 2014). De acordo com Graber e Elad (2013), os possíveis mecanismos pelos quais o biocarvão pode proteger as plantas contra doenças são: i) fornecimento de nutrientes e melhoria da nutrição das plantas, que aumentam a resistência contra microrganismos patogênicos; ii) alterações na biomassa e na comunidade microbiana do solo (Figura 4), que resultam em proteção direta contra patógenos habitantes do solo devido a antibiose, competição por recursos ou parasitismo do microrganismo causador da doença; iii) absorção pelo biocarvão de toxinas produzidas por microrganismos que causam doenças no solo, como enzimas extracelulares e ácidos orgânicos, protegendo, assim, a planta da destruição física por patógenos habitantes do solo; e, iv) indução de mecanismos de defesa sistêmicos das plantas.

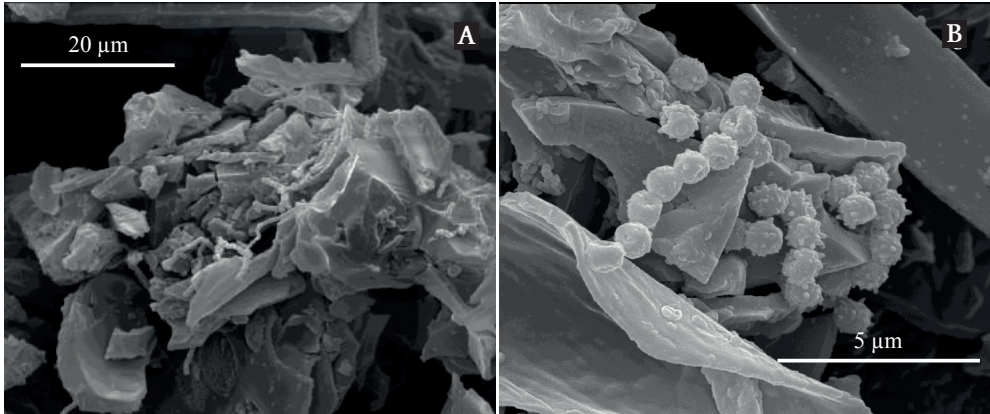



Figura 4. Imagens do biocarvão (finos de carvão vegetal) feitas em microscopia eletrônica de varredura (MEV) demostrando a presença de hifas (A) e esporos fúngicos (B) em dois aumentos 4000 (A) e 20000 (B) vezes.

Os efeitos da aplicação incorporada de biocarvão (finos de carvão vegetal) no controle da murcha de Fusarium, causada por *Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici* raça 3, em plantas de tomate, foram estudados por Silva et al. (2020). Os autores observaram que com o aumento das doses de biocarvão ocorreu redução na severidade da doença e aumento da massa seca das plantas. Jaiswal et al. (2014) estudaram a capacidade do biocarvão (eucalipto e resíduos de plantas de pimenta, em duas temperaturas – 350 e 600 °C) em suprimir *Rhizoctonia solani*, patógeno habitante do solo, em pepino. A adição de biocarvão em concentrações massa/massa mais baixas (0,5% e 1%) suprimiu o tombamento das plantas e proporcionou melhor desempenho no crescimento do pepino. Todavia, em concentração de 3% o biocarvão foi ineficaz ou mesmo aumentou a incidência e a gravidade da doença em comparação com o controle. Os autores citam que esse fato pode ter ocorrido por alguma toxicidade do biocarvão e que pode haver efeito hormese, ou seja, estímulo em doses baixas e inibição em doses elevadas.

O entendimento dos mecanismos de supressão de doenças pelo uso do biocarvão (ecofisiologia vegetal e ecologia do solo, incluindo o microbioma da rizosfera) é fundamental para que esse insumo integre melhorias de fertilidade do solo, retenção de água e nutrição das plantas, com a proteção de plantas contra doenças (Kammann; Graber, 2015). Deve-se destacar que o uso do biocarvão na proteção de plantas contra doenças pode reduzir a necessidade de fungicidas, diminuindo também o risco de contaminação ambiental e resíduos em alimentos.

Materiais carbonáceos, como os biocarvões, também são excelentes adsorventes para uma grande variedade de contaminantes e isso se deve às suas propriedades de carga e área superficial (Wang et al., 2014). Dessa forma, o biocarvão pode ser uma alternativa para mitigar áreas contaminadas com metais pesados pela presença de grupos funcionais com grandes moléculas orgânicas, que faz com que os metais se liguem a ele (Puga, 2015). A aplicação de biocarvão em solos contaminados com Cd, Pb e Zn reduziu a concentração dos elementos potencialmente tóxicos no solo e a absorção pelas plantas (Beesley; Marmiroli, 2011, Fellet et al. 2014; Puga et al., 2015). Há também o efeito no aumento do pH do solo pela aplicação do biocarvão, que, conforme já mencionado, possui reação alcalina e pode resultar em aumento do pH do solo, com consequente precipitação de parte dos metais na forma de hidróxidos e/ou aumento de cargas superficiais e retenção dos metais nos coloides do solo com carga variável (Puga, 2015).

Formulação de fertilizantes organominerais

Além da própria produção, um dos grandes gargalos para a implementação do uso do biocarvão em solos agrícolas são as elevadas doses recomendadas, geralmente acima de 10 t ha^{-1}, a constituição física do material, com muitos finos sujeitos a deriva pelo vento e a necessidade de operação agrícola adicional para sua aplicação. Uma forma de agregar valor econômico, agronômico e ambiental ao biocarvão é o seu uso na composição de fertilizantes e substratos. Os biocarvões podem ser utilizados em conjunto com fontes minerais (Joseph et al, 2013; Zheng et al., 2017) para obtenção de fertilizante de eficiência aumentada (Chunxue et al., 2015) e/ou de fertilizante de liberação lenta (Zhou et al., 2015; Wen et al., 2017; Sharkawi et al., 2018) devido à sua capacidade de retardar a liberação de nutrientes no solo, de reduzir a lixiviação e de melhorar eficiência de uso (Chen et al., 2019).

O uso do biocarvão como transportador de nutrientes pode resultar em liberação lenta e prolongada de nutrientes devido a sua alta área de superfície e microestrutura porosa. Esses atributos implicam em redução da lixiviação e aumento da disponibilidade de nutrientes e, por conseguinte, aumento de produtividade (Gwenzi et al., 2018).

A aplicação exclusiva de biocarvões no solo comumente não é suficiente para fornecimento adequado de nutrientes às plantas, mesmo em doses elevadas, da ordem de 30 a 50 t ha^{-1}. Com a formulação conjunta, usando fontes minerais, tem-se fertilizantes enriquecidos em um ou mais nutrientes e com carga orgânica ainda suficiente para impacto positivo no ambiente edáfico, principalmente considerando o efeito cumulativo do biocarvão em função da natureza

recalcitrante de seus compostos de C. Vale ressaltar que a comercialização dos fertilizantes deve seguir as instruções normativas elaboradas pelo MAPA (Brasil, 2006). Especificamente quanto aos fertilizantes organominerais sólidos para aplicação no solo (classificação no qual se enquadraria este tipo de fertilizante) é necessário atender as exigências mínimas quanto ao teor de C orgânico, umidade, CTC e nutrientes. Uma dificuldade, nesse sentido, pode ser a CTC mínima de ≥ 200 $mmol_c$ kg^{-1}, conforme discussão sobre o método para análise adotado pelo MAPA no item 2 do presente capítulo. A formulação desses fertilizantes geralmente é por meio de mistura dos componentes, seguida por granulação ou extrusão, além da possibilidade de uso do biocarvão somente no recobrimento dos grânulos minerais, como um tipo de invólucro.

A mistura dos componentes do fertilizante pode ser realizada pré ou pós-pirólise. Na pré-pirólise a mistura é feita a partir de biomassas, rochas ou minerais e/ou nutrientes, depois submetida a pirólise lenta em temperaturas entre 350 e 450 C; enquanto na fabricação do fertilizante pós-pirólise, o biocarvão é previamente produzido e depois misturado aos demais componentes, principalmente fontes solúveis minerais de nutrientes (Joseph et al., 2013).

Alguns pontos são importantes no planejamento da produção do fertilizante à base de biocarvão e na avaliação de sua viabilidade, como por exemplo: os teores finais de nutrientes e de C pretendidos no fertilizante; o número de componentes e os custos destes; o pH final do fertilizante; o tamanho e tipo das partículas, inclusive considerando as adubadoras mais comuns no mercado; a compatibilidade química entre os componentes; a disponibilidade dos nutrientes em função das fontes e da condição final do fertilizante – principalmente pH; o número de etapas no processo produtivo; a disponibilidade de biomassa ou biocarvão; a necessidade de pirólise acoplada ao processo de produção do fertilizante; a isenção ou níveis permitidos de contaminantes inorgânicos na biomassa, que permanecerão no biocarvão; a comprovação de efetiva eliminação de organismos patogênicos e/ou moléculas potencialmente tóxicas como antibióticos e agrotóxicos no processo de pirólise; a necessidade ou não de pré-processamento da biomassa (secagem, separação/limpeza e peneiramento); e o diferencial agronômico/ambiental e o valor de mercado do fertilizante pretendido.

O escopo da maioria das pesquisas nacionais e internacionais focadas na concepção de fertilizantes à base de biocarvão, está relacionado ao aumento da eficiência de uso dos nutrientes, sobretudo N e P; ao fornecimento de nutrientes da forma lenta ou gradual a fim de amenizar impactos ambientais e econômicos; ao aumento de produtividade em função de efeito coadjuvante do biocarvão; à fertilização do solo associada ao sequestro de C; ao aproveitamento

alternativo de resíduo e/ou subproduto e à atenuação da emissão de gases de efeito estufa(Joseph et al., 2013; Zheng et al., 2017; Chen et al., 2018;Borges et al., 2020; Carneiro et al., 2021, Puga et al., 2020a, b).

No âmbito agronômico os resultados publicados são bastante promissores. A eficiência agronômica do nitrogênio (EAN: kg grão kg^{-1} N) no arroz foi de 74,4% pelo fertilizante à base de biocarvão (biocarvão + bentonita + NPK) comparado ao NPK nos estudos de Joseph et al. (2013). Da mesma forma, Zheng et al. (2017) verificaram incremento de 10,7% na produtividade do milho e de 40% na EAN pelo fertilizante à base de biocarvão (biocarvão + bentonita + DAP + KCl), comparado com ureia-formaldeído. Quanto ao P, foi verificado por Borges et al. (2020) aumento de 15% na eficiência de uso deste nutriente pelo fertilizante à base de biocarvão (biocarvão + KOH + H_3PO_4) comparado ao superfosfato triplo em estudo com cana-de-açúcar. A eficiência agronômica do fertilizante à base de biocarvão (biocarvão + MgO + H_3PO_4) foi 8% maior que o superfosfato triplo no cultivo de capim Mombaça (Carneiro et al., 2021).Num contexto ambiental, Puga et al. (2020ab) constataram que a intensidade de emissão em C equivalente (eq.) (kg C t^{-1} de grão de milho) do fertilizante nitrogenado à base de biocarvão (biocarvão + bentonita + ureia) foi 14% menor que a ureia, além de apresentar sequestro de C, diferentemente das fontes minerais (ureia e nitrato de amônio).

No Brasil, a equipe da Embrapa Meio Ambiente foi pioneira no estudo de fertilizante nitrogenado à base de biocarvão. Os estudos tiveram como foco o desenvolvimento de fertilizante nitrogenado à base de biocarvão (finos de carvão vegetal da produção para siderurgia) de liberação lenta e com potencial para maior eficiência agronômica e melhor desempenho ambiental fundamentado na contabilidade de C. Foram três principais etapas de pesquisa, iniciando com 20 tipos de fertilizantes à base de biocarvão, com variações na proporção biocarvão: fonte nitrogenada mineral, tipo de fertilizante nitrogenado mineral (ureia, sulfato de amônio e ureia + sulfato de amônio) submetidos a testes de laboratório para avaliação da disponibilidade e velocidade de liberação do N (Figuras 5 e 6) para avaliação da liberação (Queiroz, 2018) e volatilização de amônia (Puga et al., 2020a). Após essa etapa, cinco fertilizantes foram testados em condição de casa-de-vegetação para avaliação da eficiência agronômica (Queiroz, 2018; Carvalho et al., 2019) três formulados em condição de campo (Puga et al., 2020b), na cultura do milho, como respaldo às provas de conceito anteriormente obtidas.

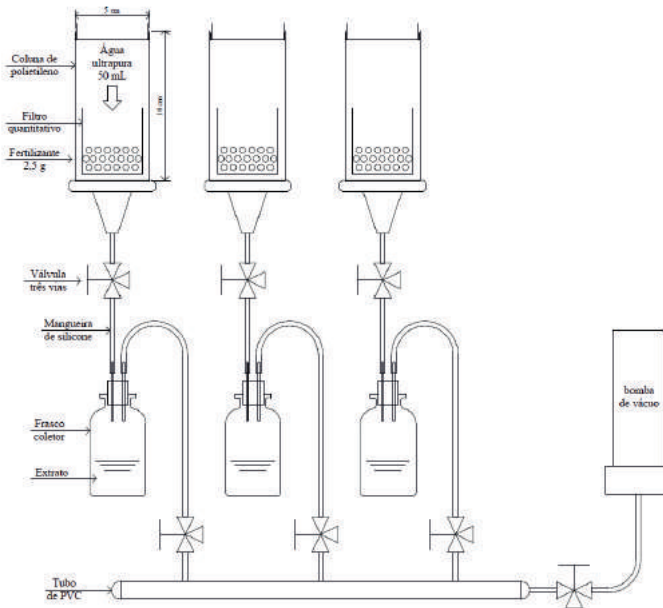



Figura 5. Esquema da extração a vácuo e filtragem usado para avaliação da liberação de N a partir de fertilizantes nitrogenados.

Fonte: Adaptado de Puga et al. (2020a).

Foto: Aline P. Puga

Figura 6. Sistema de extração a vácuo e filtragem usado para avaliação da liberação de nitrogênio a partir de fertilizantes nitrogenados.

Essas ações de pesquisa validaram proporções de biocarvão e a fonte nitrogenada convencional (29% a 51% de biocarvão; e 5% a 20% de N) para liberação mais lenta do N, na comparação com a fonte nitrogenada mineral (Puga et al., 2020a) (Figura 7). Em condições controladas e favoráveis à volatilização de amônia (NH_3) (temperatura ao redor de 28 °C e umidade a 60% da capacidade de retenção de água) o fertilizante à base de biocarvão, produzido a partir do recobrimento do grânulo de ureia com biocarvão acidificado (pH≅3,5) (BF17), volatilizou 7% menos que a ureia, após 22 dias de avaliação (Puga et al., 2020a) (Figura 8). A ureia apresentou acréscimo na volatilização de NH_3 de 10,7% comparada ao fertilizante formulado BF6 (51% de biocarvão e 10% N) e de 21,2% comparada ao BF4 (62% de biocarvão e 6% N), no mesmo período avaliado. Os formulados com 10% e 17% de N e 51% e 40% de biocarvão, respectivamente, proporcionaram ganhos de até 21% na produtividade do milho e de 12% na eficiência de uso do N pelas plantas (Puga et al., 2020b) (Figura 9).

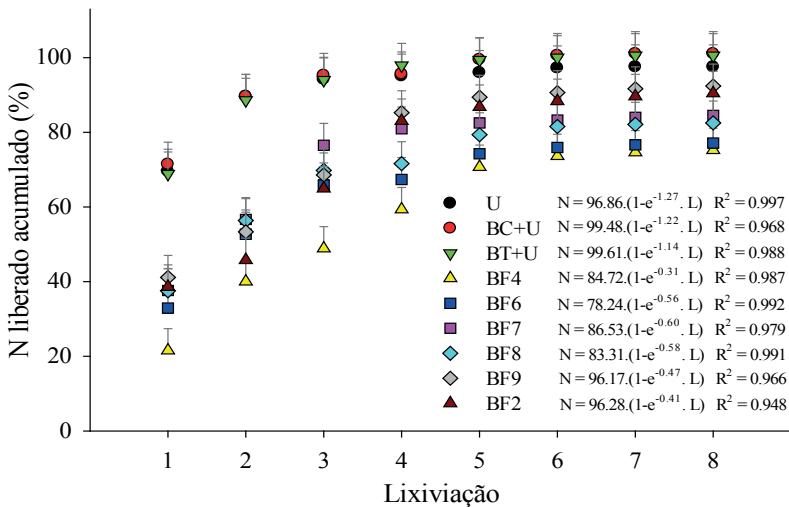



Figura 7. Nitrogênio liberado acumulado da ureia (U), da mistura física entre biocarvão (BC) e U e entre bentonita (BT) e U, e de seis fertilizantes à base de biocarvão (BF), em oito lixiviações (L). Barras verticais representam a diferença mínima significativa pelo teste t a 5%.

Fonte: Adaptado de Puga et al. (2020a).

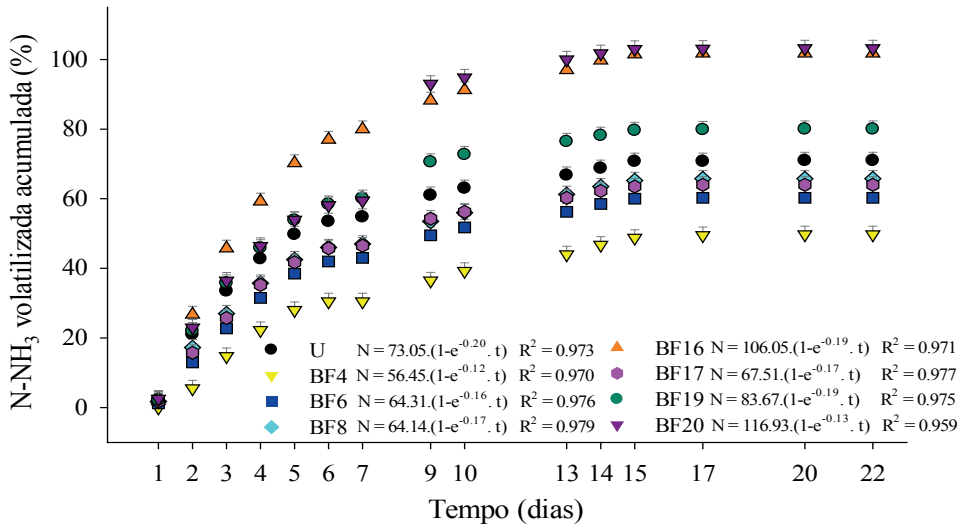



Figura 8. N-NH_3 volatilizada acumulada da ureia (U) e de sete fertilizantes à base de biocarvão (BF) durante 22 dias de avaliação. Barras verticais representam a diferença mínima significativa pelo teste t a 5%.

Fonte: Adaptado de Puga et al. (2020a).

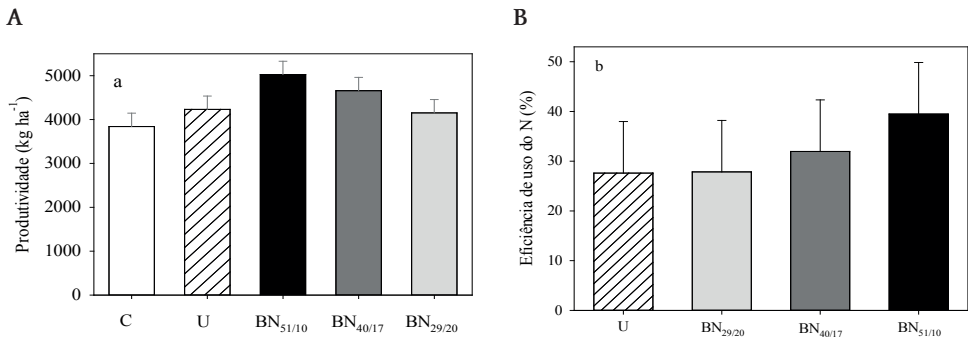



Figura 9. Produtividade do milho (A) e eficiência do uso de nitrogênio (%) (B) em função do uso de ureia e dos fertilizantes nitrogenados à base de biocarvão (BN). Todos os valores representam médias (n = 4). Barras verticais representam a diferença mínima significativa pelo teste t a 5%.

Fonte: Adaptado de Puga et al. (2020a).

Outra contribuição recente da pesquisa nacional foi o trabalho de Borges et al. (2020) que avaliaram fertilizante à base de biocarvão (composto por biocarvão de palha de cana-de-açúcar ativado com KOH e neutralizado com H_3PO_4, caldo de cana e bentonita) na cultura da cana-de-açúcar em solos com

diferentes texturas, em casa de vegetação. Nos tratamentos com fertilizante à base de biocarvão foram verificados aumentos de ≅ 14% na biomassa da cana e de ≅ 10% na eficiência de uso de P, comparado ao superfosfato triplo. O superfosfato triplo reduziu o pH do solo para 3,0 causando diminuição da disponibilidade de P pela complexação de óxidos de Fe e Al, enquanto o fertilizante à base de biocarvão manteve o pH do solo em valores mais elevados (7,0 - 8,0), favorecendo a distribuição de P na solução do solo e sua absorção. Para os autores, não há barreira técnica que a impeça a criação de um fertilizante à base de biocarvão funcional, e sim, questões relacionadas ao custo e a disponibilidade de tecnologia para produção em escala industrial.

Biocarvão como estratégia de captura e sequestro de carbono na agricultura

O C pirogênico (Pyrogenic C//PyC ou black C) refere-se aos átomos de C de caráter não inorgânico que sofreram transformação pirogênica ou térmica (Lehmann; Joseph, 2015). Este termo descreve uma gama de substâncias carbonáceas, desde a matéria orgânica parcialmente carbonizada, até a fuligem altamente grafitizada (rica em estruturas de C molecular altamente ordenadas em formato hexagonal – grafite) que são geradas como produtos de combustão incompleta (Shrestha et al., 2010). Todo biocarvão possui C pirogênico, mas nem todo C pirogênico é biocarvão (Spokas et al., 2012). Já o termo C fixo refere-se ao teor de C que permanece na estrutura sólida após a eliminação dos componentes voláteis (Weber; Quicker, 2018) feita por meio de queima em mufla a temperaturas superiores a 550 °C.

A natureza recalcitrante do C de biocarvões é certamente o ponto central na discussão de seu uso como estratégia de captura e sequestro de C pela agricultura. Entretanto, outras informações também são importantes e serão aqui exploradas, iniciando pelo rendimento em massa (Tabela 1) e, principalmente, em C no processo de pirólise. O rendimento em C é a recuperação total ou parcial do C presente na biomassa usada para produção do biocarvão. Pesquisas conduzidas na Embrapa Meio Ambiente, para uma variedade de biomassas, indicam valores médios de recuperação do C iguais a 58% ± 13% e 40% ± 20% para biocarvões produzidos a 400 °C e 700 °C, respectivamente. Essa informação é importante porque parte do C da biomassa não chegará ao solo via biocarvão, o que ocorreria no caso de uso direto da biomassa. Aparentemente é uma contradição ao propósito do biocarvão como estratégia para sequestro de C no solo, o que não é verdade quando consideradas as alterações nos compostos de C durante o processo de pirólise e a dinâmica de mineralização do biocarvão e da biomassa após aplicação no solo.

As alterações na natureza dos compostos de C decorrentes do processo de pirólise têm impacto importante na menor suscetibilidade do biocarvão à mineralização após a aplicação no solo agrícola (Zimmerman; Gao, 2013). O carvão vegetal presente na Terra Preta de Índio evidencia que o C pirogênico é bastante estável na matéria orgânica do solo (Glaser et al., 2000).

Durante a pirólise há reações de polimerização e formação de estruturas aromáticas de C, termicamente estáveis e altamente recalcitrantes quanto à mineralização no solo (Spokas et al. 2012; Lehmann; Joseph, 2015; Lal, 2016). As estruturas aromáticas policondensadas, estabelecidas com ligações C-C, tem menores relações H/C e O/C na comparação com a biomassa original (Uchimiya et al., 2011), resultando em elevada meia-vida no ambiente na comparação com a biomassa original (Spokas et al., 2012). Dessa forma, a natureza química dos compostos de C decorrentes do processo de pirólise confere ao biocarvão elevada recalcitrância no ambiente (Bruun et al., 2016; Schellekens et al., 2018), sendo a temperatura e o tempo de residência importantes fatores controladores dessa característica (Rehrah et al., 2014). Existe uma relação inversa entre a temperatura de pirólise e o teor de C mais lábil no biocarvão, sendo este C rapidamente oxidado após aplicação no solo (Bruun et al., 2016). Tanto a aplicação da biomassa como do biocarvão aumentam a atividade microbiana e a liberação de C na forma de CO_2. Porém, a magnitude dessa liberação difere bastante (Grutzmacher et al., 2018) (Figura 10). O aumento da atividade microbiana pela aplicação do biocarvão é sinal também que não há nenhum efeito adverso ou tóxico do material no meio.

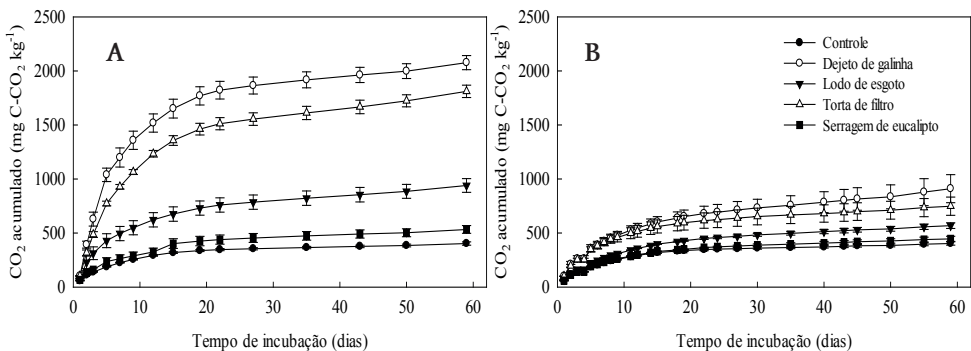



Figura 10. Mineralização do biocarvão quantificada por meio da emissão acumulada de carbono na forma de CO_2 do solo após aplicação de biomassas (a) e seus respectivos biocarvões (b).

Fonte: Adaptado de Grutzmacher et al. (2018).

A taxa de mineralização do C do biocarvão, ou seja, a quantidade de C liberada como CO_2, em relação ao aporte de C, é reduzida na ordem de 70% na comparação com a biomassa original e esse efeito é mais pronunciado quanto maior a temperatura de pirólise (Figura 11a). Taxas de mineralização de 0,8% a 12,8% são citadas em trabalhos nacionais com biocarvões pirolisados a baixa temperatura (400 °C) obtidos a partir de madeira de eucalipto, esterco de galinha, torta de filtro de cana-de-açúcar, lodo de esgoto, lodo de curtume, composto orgânico, borra de café e micélio fúngico da produção de ácido cítrico (Bibar, 2014; Grutzmacher et al., 2018; Tozzi et al., 2019). Para biomassas com elevada relação C/N, como serragem de eucalipto ou restos de poda, a menor diferença na mineralização do C na comparação com o biocarvão se deve, geralmente, ao curto período de avaliação, muitas vezes sob condição controladas de laboratório, como nas pesquisas mencionadas (Figura 11b). A influência da temperatura de pirólise na taxa de mineralização do biocarvão depende também da qualidade do material orgânico da biomassa, esta última traduzida por meio da relação C/N (Bibar, 2014). Biocarvões provenientes de biomassas originalmente mais recalcitrantes, com valores de relação C/N acima de 60/1, são pouco influenciados pela temperatura de pirólise (Figura 11b), apesar do rendimento de recuperação do C ser menor com a elevação da temperatura (Tabela 1).

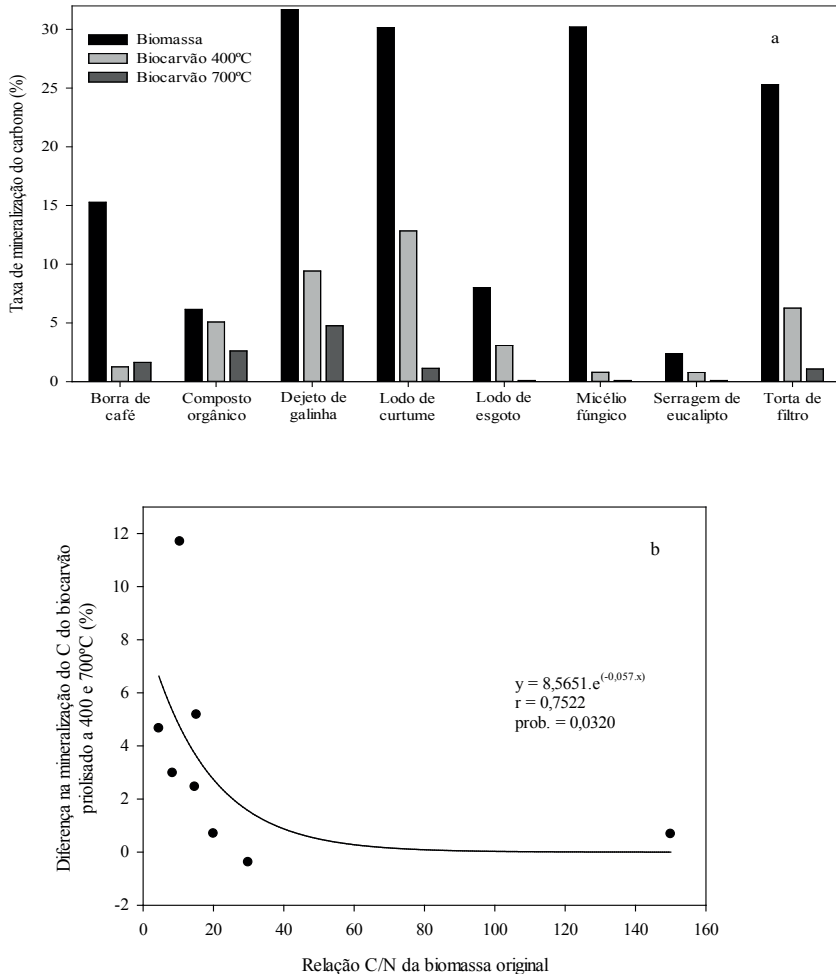



Figura 11. Taxas de mineralização de biomassas e biocarvões obtidos por meio de pirólise a 400 °C e 700 °C (a); e diferença na mineralização do C de biocarvões pirolisados a 400 e 700 °C em função da relação C/N da biomassa utilizada (b).
Fonte: Adaptado de Bibar (2014).

Procedimentos de incubação em longo prazo, para avaliação da dinâmica dos compostos orgânicos presentes nos biocarvões, também demonstram a alta estabilidade do material. Em avaliação por um período de 8,5 anos, a taxa média de 0,26% ao ano de mineralização do C de biocarvão de azevém perene pirolisado a 400 °C foi reportada por Kuzyakov et al. (2014), que também quantificaram, por meio da técnica de marcação com ^{14}C, a recuperação do C do biocarvão na biomassa microbiana de 0,3% a 0,9%, evidenciando sua baixa disponibilidade como fonte de C para os microrganismos.

Em metanálise sobre mineralização do C de biocarvões, 3% foi a taxa de mineralização média encontrada. Isso significa que 97% do C é estável após aplicação no solo, com um tempo médio de residência de 556 anos (Wang et al., 2016).

De acordo com Lal (2016), estima-se que de 35% a 85% do C do biocarvão é estável, ou seja, resistente à degradação biológica e química geral. No entanto, a estabilidade do C de biocarvões é superior à faixa mencionada, aspecto este fundamental ao considerar a possibilidade de captura e sequestro de C no solo via biocarvões como estratégia para auxiliar na mitigação das mudanças climáticas globais. No campo, os resultados de mineralização podem ser superiores aos valores de laboratório. Singh et al. (2015) observaram um máximo de 7,0% de mineralização, contra os 2,7% medidos sob condição controlada de laboratório. Isso é atribuído às flutuações de temperatura e umidade do solo, exsudação de C lábil e enzimas via sistema radicular das plantas, que estimulada a atividade microbiana edáfica e promove a quebra de alguns compostos orgânicos do biocarvão, e a ação da macro e mesofauna (Kuzyakov et al., 2014; Singh et al., 2015).

Em linhas gerais pode-se compreender o biocarvão como estratégia para mitigação das mudanças climáticas globais, na medida em que: (i) a produção de biomassa é função da fixação de C-CO_2 atmosférico por meio da fotossíntese; e (ii) parte desse C previamente fixado na biomassa retorna ao solo via biocarvão, sob a forma de compostos de C muito estáveis. O C do biocarvão representa, portanto, remoção em longo prazo do C atmosférico (>100 anos), ou seja, o sequestro de C terrestre (Spokas et al., 2012; Field et al., 2013; Bruun et al., 2016).

É oportuno destacar que os sistemas de produção agrícolas vêm sendo redesenhados de forma a privilegiar aportes de C e minimizar saídas, resultando em balanços de C mais favoráveis. A questão vai além do aspecto ambiental, uma vez que balanços de C mais favoráveis são hoje exigências de mercado no caso de alguns produtos, principalmente destinados à exportação, ou ainda no caso de biocombustíveis, cujo balanço de C no processo produtivo deve confirmar os benefícios de seu uso em substituição às fontes fósseis. O uso de fonte externa de C para aporte ao solo pode ser fundamental no balanço de C do sistema, representando alternativa efetiva para o sequestro de C em sistemas agrícolas (Andrade et al., 2015).

Por outro lado, com a aplicação do biocarvão no solo pode haver saída parcial de C original da matéria orgânica do solo devido ao chamado efeito *priming* positivo (Tozzi et al., 2019). De forma geral, o efeito *priming* pode ser neutro, positivo (acelerando a mineralização do C orgânico nativo do solo) ou negativo (retardando a mineralização do C da matéria orgânica do solo).

A preocupação nesse sentido diz respeito a uma possível perda parcial de C original da matéria orgânica do solo, considerado mais nobre para o solo devido as suas características de elevada CTC e capacidade de retenção de água, por exemplo. Apesar da preocupação, o que se tem visto com maior frequência é a neutralidade quanto ao efeito *priming*, ou o efeito *priming* negativo (Yu et al., 2020). Nessa publicação, Yu et al. (2020) observaram efeito *priming* neutro ou negativo em solos ácidos para seis de oito solos (75%) que receberam o equivalente a 60 t ha^{-1} de biocarvão de palha de milho pirolisado a 450 °C. Para outros biocarvões, obtidos a partir de pirólise a 450 °C de serragem, estercos, lodo de esgoto e composto orgânico, resultados semelhantes foram encontrados (Yousaf et al., 2017).

A partir de metanálise baseada em 21 artigos científicos (116 observações) foi evidenciado que geralmente o efeito *priming* pelo uso do biocarvão é negativo e caracterizado pela redução da mineralização da matéria orgânica do solo de 8,6% a 20,3%, principalmente relacionado com a aplicação de biocarvões derivados de restos culturais, aplicados em doses inferiores a 20 t ha^{-1} e obtidos a partir de pirólise rápida com temperaturas de até 475 °C (Wang et al., 2016). Essa redução na mineralização da matéria orgânica do solo pela aplicação do biocarvão é atribuída ao aumento da biomassa microbiana e redução da atividade (Liang et al., 2010), além de outras alterações na comunidade microbiana do solo (Yu et al., 2020) e sorção de frações solúveis da matéria orgânica do solo e enzimas extracelulares nas partículas do biocarvão (Jones et al., 2011). A supressão à mineralização do C da matéria orgânica do solo representa, dessa forma, um adicional de C que permanecerá no sistema de produção com uso de biocarvão e deve ou pode ser considerado para fins de balanço de C.

Como as revisões e metanálises disponíveis sobre esse assunto (Maestrini et al., 2015; Wang et al., 2016) reúnem exclusivamente contribuições de pesquisas desenvolvidas em ambiente temperado, cuja mineralogia do solo e mecanismos de estabilização da matéria orgânica podem diferir do que ocorre no ambiente tropical, Tozzi et al. (2019) realizaram estudos para solos muito intemperizados nos quais aplicaram doses correspondentes a 5, 10, 20 e 40 t ha^{-1} de biocarvão (finos de carvão vegetal de eucalipto; pirólise lenta a 400 °C) em amostras de quatro tipos de solo, com diferenças de concentração de C e argila, coletados de áreas há mais de 40 anos cultivadas com cana-de-açúcar, para avaliação do efeito priming usando o ^{13}C como traçador natural. Os resultados evidenciaram incrementos de C no solo proporcionais às doses aplicadas, chegando a triplicar ou quadruplicar o conteúdo de C no solo após 120 dias de incubação, o que confirma a alta estabilidade dos compostos de C do biocarvão. Esses ganhos de C são comparáveis aos obtidos por Shi et al. (2021) em condição de campo, com

aumento de 117% no teor de C orgânico particulado (53-2000 μm) do solo em função da aplicação de 9 t ha^{-1} de biocarvão de espiga de milho (pirólise a 360 °C). Entretanto, no trabalho de Tozzi et al. (2019), houve a ocorrência de efeito priming positivo para dois dos solos avaliados, mas com perdas negligenciáveis de C original da matéria orgânica do solo, da ordem de 0,9 e 1,3 g kg^{-1}, frente aos ganhos de C nesses solos, de 18,9 e 13,2 g kg^{-1}, respectivamente.

Como síntese do que foi até o momento explorado neste tópico, tem-se que o biocarvão possui pelo menos 90% de seu conteúdo em C recalcitrante no solo (Kuzyakov et al., 2014; Wang et al., 2016; Grutzmacher et al., 2018, Tozzi et al., 2019; Puga et al., 2020a, 2020b) e que a fração lábil de C do biocarvão estimula rapidamente a atividade microbiana edáfica após aplicação, mas é insuficiente para causar perda significativa do C original da MOS (Wang et al., 2016; Yousaf et al., 2017; Tozzi et al., 2019; Yu et al., 2020). Esses pressupostos são usados na sequência para estimar o sequestro de C no solo pelo uso de biocarvão, considerando-se também: (i) a taxa de recuperação do C no biocarvão; (ii) o adicional de entrada de C via restos culturais, como reflexo do incremento de produtividade da cultura; (iii) a ocorrência de efeito priming negativo; e (iv) a redução na emissão de N_2O a partir da aplicação de fonte nitrogenada mineral em conjunto com o biocarvão. A lógica para a estimativa do sequestro de C no solo via biocarvão está sumarizada na Figura 12.

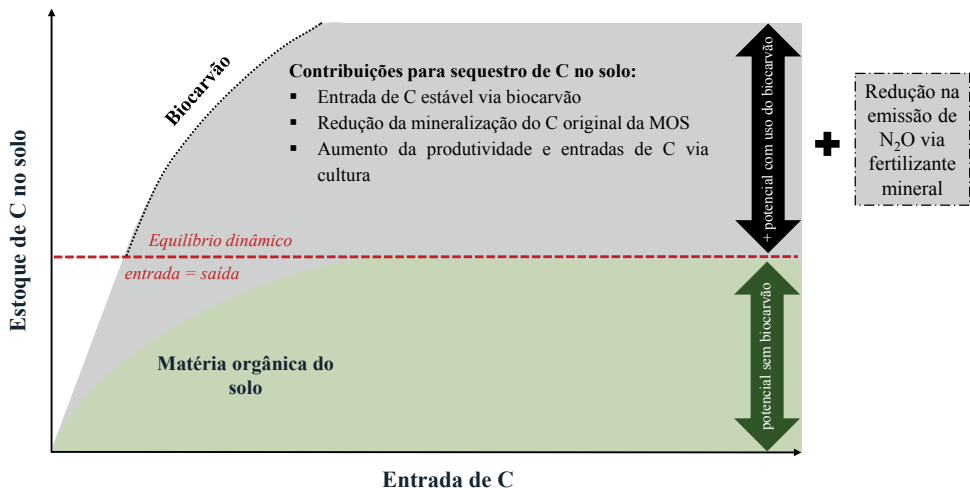



Figura 12. Modelo conceitual de sequestro de C no solo pelo uso de biocarvão, contemplando a entrada direta de C estável via dose de biocarvão, a redução da mineralização do C original do solo (efeito *priming* negativo), o aumento no aporte de restos culturais (incremento de produtividade) e a redução na emissão de N_2O a partir da fertilização mineral nitrogenada.

O balanço de C mais favorável, indicando sequestro de C, em sistema de produção de milho foi comprovado também para o uso de fertilizante nitrogenado formulado com biocarvão de eucalipto, alternativamente à aplicação exclusiva da fonte nitrogenada mineral, sendo que esta última resultou em emissão líquida de C eq. (Puga et al., 2020b). No caso do formulado nitrogenado à base de biocarvão, as doses de C foram da ordem de 115 a 408 kg ha^{-1} de C e, mesmo assim, foi verificado impacto positivo no sequestro de C.

Balanço de carbono pelo uso do biocarvão

A biomassa residual passível de permanecer no solo depois da colheita ou de ser transformada em biocarvão para posterior aplicação na cultura da cana-de-açúcar pode ser considerada inicialmente 15 t ha^{-1} (≅7,05 t ha^{-1} de C) (Figura 13). A quantidade de biomassa com a concentração em C de 47% e com relação C/N de 86/1 são referentes à palha de cana-de-açúcar (Ramos et al., 2016; Yamaguchi et al., 2017). A decomposição da palha de cana com as características mencionadas, por meio do processo aeróbio, admitindo que a estabilização do C no solo potencialmente ocorre a partir da relação C/N de 10/1, resulta em sequestro de C estimado de 0,82 t ha^{-1} de C. No caso hipotético da biomassa apresentar uma relação C/N de 30/1, mais favorável à incorporação de C no solo, o sequestro de C alcança 2,35 t ha^{-1} de C. O sequestro de C em solos argilosos e arenosos, devido a permanência de palha após a colheita da cana-de-açúcar, foi avaliado em estudo de metanálise, mostrando valores médios anuais de 1,87±0,20 e 1,02±0,20 t ha^{-1}de C, respectivamente, sem considerar a reforma do canavial (La Scala Júnior et al., 2012). Quando a reforma do canavial foi considerada, o sequestro de C no solo argiloso caiu para 0,32 t ha^{-1} ano^{-1} de C e no solo arenoso caiu praticamente a zero.

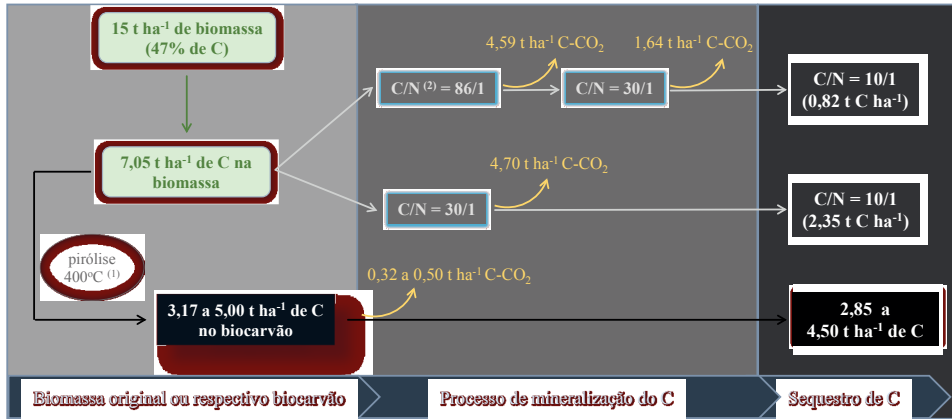



Figura 13. Balanço de massa com foco no carbono (C) considerando 15 t ha^{-1} de biomassa, pirolisada ou não, para aplicação no solo visando a mineralização e o consequente aumento no estoque de C no solo pela estabilização na matéria orgânica do solo (sequestro de C).[1] Foi utilizado 58% ± 13% para a recuperação do C no biocarvão a partir da biomassa pirolisada a 400 °C.[2] Foram consideradas duas possibilidades de qualidade do material vegetal: relação C/N elevada (86/1) e relação C/N ideal (30/1) para a incorporação na biomassa microbiana e posterior estabilização na matéria orgânica do solo por meio de processo aeróbio de decomposição.

A pirólise de 15 t ha^{-1} de biomassa (≅7,05 t ha^{-1} de C) recupera no biocarvão 58% ± 13% do C original da biomassa, o que corresponde a valores de 3,17 a 5,00 t ha^{-1} de C (Figura 13). Se 90% do C total do biocarvão é estável no solo após aplicação, conforme demonstrado e discutido anteriormente, o sequestro de C pelo uso do biocarvão será de 2,85 a 4,50 t ha^{-1} de C. Esse sequestro de C pelo biocarvão é superior ao uso direto das biomassas no solo, apesar da perda de parte do C no processo de pirólise. É importante perceber, ainda, que o tipo de solo não interfere na taxa de sequestro de C pelo uso do biocarvão, uma vez que é a natureza dos compostos de C no material pirolisado que define sua recalcitrância ou estabilidade no ambiente edáfico. O preparo do solo também não interfere na taxa de sequestro de C pelo uso do biocarvão, ao contrário dos resultados de sequestro de C pelo aporte de palha de cana-de-açúcar quando se considera a reforma do canavial (La Scala Júnior, 2012). Dessa forma, o biocarvão promove sequestro de C proporcional à dose aplicada, independentemente do tipo de solo e do manejo envolvendo operações de preparo, e com efeitos cumulativos em função de sucessivas aplicações numa mesma área.

O biocarvão pode preservar parte do C original na matéria orgânica do solo por meio do efeito priming negativo e aumentar o aporte de restos culturas

devido ao incremento na produtividade da cultura (Figura 14). Para estimar a quantidade de C preservada no solo devido à redução na mineralização do C original da matéria orgânica do solo, foram considerados 1 ha a 0-20 cm de profundidade, densidade aparente de 1,2 t m^{-3} e teor de C de 1,45%. Acredita-se que entre 2% e 5% da matéria orgânica do solo mineralize por ano (Moreira; Siqueira, 2006), o que corresponde a emissões de 0,70 a 1,74 t ha^{-1} de C-CO_2 para o solo com as características descritas. A redução média na mineralização do C original da matéria orgânica do solo pelo uso do biocarvão é de 14,5% (Wang et al., 2016) e, consequentemente, as emissões de C-CO_2serão de 0,59 a 1,49 tha^{-1}, preservando entre 0,10 e 0,25 t ha^{-1} de C no solo (Figura 14a).O C derivado do adicional de restos culturais (Figura 14b) foi obtido com base na média de 15% de incremento na produtividade de culturas fertilizadas e com uso de biocarvão (Ye et al., 2020), seguindo a rota de estabilização do C no solo com base na relação C/N do material (Figura 13). Por meio desse cálculo os valores de C sequestrado no solo são de 0,12 e 0,35 t ha^{-1} de C.

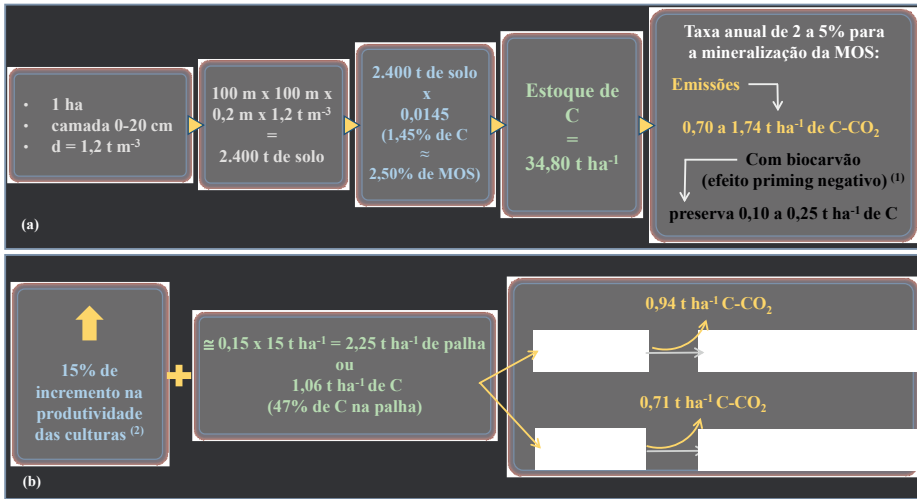



Figura 14. Carbono preservado no solo devido a ocorrência de efeito *priming* negativo (a); e adicional de sequestro de C como reflexo do aumento de produção pelo uso do biocarvão (b).(1)Efeito *priming* negativo de 14,5% na mineralização do C original da matéria orgânica do solo com o uso de biocarvão, segundo Wang et al. (2016).(2)15% é o aumento de produtividade encontrado por Ye et al. (2020) em metanálise avaliando o efeito do biocarvão nessa variável. Admitiu-se em aumento de produtividade correspondente ao adicional de resto de cultura após a colheita.

Por último, o biocarvão pode reduzir a emissão de N_2O a partir de fontes minerais nitrogenadas (Figura 15), o que também contribui para o balanço mais favorável de C, uma vez que o N_2O é um gás de efeito estufa com potencial de aquecimento global 265 vezes maior que o CO_2 (IPCC, 2013). Para a estimativa da redução da emissão de N_2O foram consideradas a dose de 100 kg ha^{-1} de N, o valor default de 1% de emissão do N do fertilizante como N-N_2O (IPCC, 2006) e reduções de 70% a 86% na emissão quando a adubação nitrogenada é feita em conjunto com a aplicação do biocarvão (Grutzmacher et al., 2018). Enquanto a adubação nitrogenada exclusiva emite 114 kg ha^{-1} de C eq., a aplicação conjunta de biocarvão e fertilizante nitrogenado emite entre 16 e 34 kg ha^{-1} de C eq. A transformação de N-N_2O até C eq. considerou a relação molar N_2O/N de 44/28, o potencial de aquecimento global de 265 (IPCC, 2013) e a relação molar CO_2/C de 44/12.

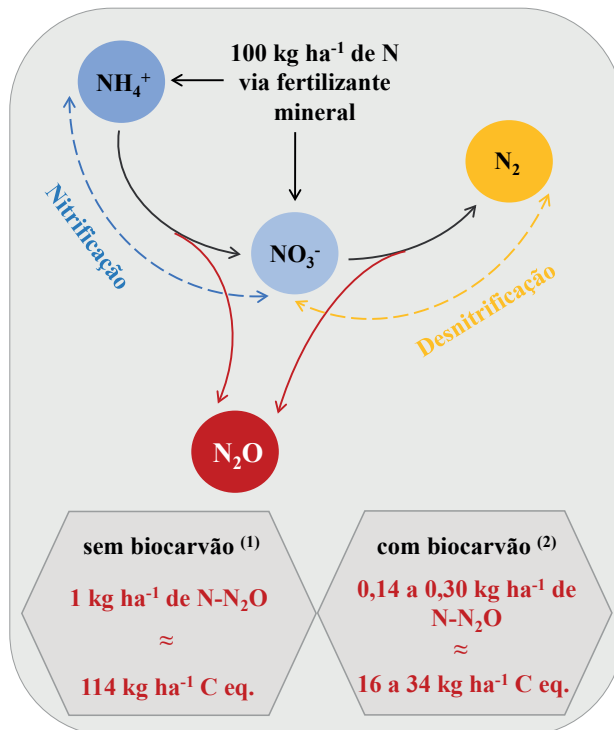



Figura 15. Emissão de N_2O a partir do uso de 100 kg ha^{-1} de fertilizante nitrogenado mineral, em conjunto ou não com biocarvão.(1) Valor 1% do N aplicado é o valor default do IPCC para emissões de N_2O a partir de fertilizantes nitrogenados minerais (IPCC, 2006).(2) Valores de emissão de N_2O calculados a partir do default de 1% do IPCC (2006) e das reduções de 70% a 96% encontradas por Grutzmacher et al. (2018) quando o fertilizante mineral é aplicado em conjunto com o biocarvão.

A partir de 15 t de biomassa (ou 7,05 t ha^{-1} de C) pirolisada a 400 °C, considerando a recuperação parcial de C da biomassa, o aporte direto de C estável via biocarvão, o efeito priming negativo, o C adicional devido ao aumento de produtividade da cultura e a emissão evitada de N_2O do fertilizante nitrogenado o sequestro de C é igual a 4,01±0,83 t ha^{-1} de C. Essa taxa de sequestro de C e emissão evitada de N_2O evidencia o potencial do biocarvão para viabilização de balanços mais favoráveis de C nos sistemas de produção agrícola e no efetivo combate às mudanças climáticas globais. Nenhum resultado da literatura para diferentes culturas e sistemas de produção no Brasil alcança essa taxa de sequestro de C. O sequestro de C no solo pela adoção do sistema plantio direto na sucessão soja/milho ou em rotação envolvendo essas culturas é da ordem de 0,41 t ha^{-1} ano^{-1}, enquanto a manutenção da palha de cana-de-açúcar no campo resulta em taxas de sequestro de C entre 1,02 e 1,87 t ha ano^{-1}, sem considerar o efeito da reforma do canavial (La Scala Júnior et al., 2012). A recuperação de pastagens degradadas apresenta taxas de sequestro de C no solo entre 0,72 e 2,71 t ha ano^{-1} (Boddey et al., 2006; Mello et al., 2006; Sant'Anna et al., 2017). Portanto, mesmo somente considerando o aporte direto de C estável no solo via biocarvão (Figura 13), as taxas anuais de sequestro de C são superiores às citadas.

Considerações finais

Desde o início dos anos 2000, cientistas de diversas áreas, especialmente nas temáticas agronômica e ambiental, têm dedicado atenção ao biocarvão. Com olhos voltados ao passado, na presença de material carbonáceo em solos habitados por povos primitivos, enxergaram potencial de uso desse material na agricultura. Diversas linhas de fomento para pesquisas foram abertas em muitos países, resultando em recursos públicos e privados para financiamento de pesquisas, treinamentos e criação de centros/laboratórios dedicados ao biocarvão. No Brasil, o enredo se deu de forma diferente, pulverizado em pequenos grupos de pesquisa no país, alcançando parcerias com o setor privado somente em período recente.

Após um tempo inicial de euforia e efervescência no tema, principalmente no exterior, em que as expectativas estiveram excessivamente otimistas, o momento atual é caracterizado por uma massa crítica já formada e por resultados científicos consistentes, que apontam para o uso do biocarvão: (i) na promoção da saúde do solo e resiliência do sistema edáfico, contribuindo com o controle de pragas e doenças; (ii) em conjunto ou formulado com fontes minerais, gerando ganhos de produtividade e melhor desempenho ambiental; e (iii) como insumo ou manejo para mitigação das emissões de C, viabilizando balanços mais favoráveis de C no sistema de produção.

O biocarvão carrega em seu processo de produção uma tecnologia consolidada e eficiente - a pirólise. Todavia, a conexão entre a pirólise em escala comercial/ industrial e o agronegócio ainda não ocorreu e, mesmo no exterior, representa barreira ao amplo uso do biocarvão na agricultura. Avanços no processo de pirólise, principalmente quanto ao custo de implantação e a necessidade de etapa prévia de secagem de biomassas com umidade acima de 20% são necessários. O modelo de negócio também precisa ser pensado e estruturado em função de interesses exclusivos, afins ou compartilhados. Pode-se focar na produção e venda de condicionadores de solo e fertilizantes à base de biocarvão, sendo este o negócio; ou na agregação de valor e abertura de mercado ao produto agrícola típico do empreendimento rural; ou, ainda, na compatibilização de ambos. O oferecimento do serviço de pirólise para a produção de biocarvão é outro modelo possível, muito aderente em casos de passivo ambiental de determinado resíduo orgânico, que demanda o desenvolvimento de estruturas móveis ou montadas para a pirólise, por tempo determinado.

Aspectos técnicos importantes vêm sendo consolidados na evolução das pesquisas com biocarvão. Seu uso como condicionador de solo pode favorecer a retenção de água e nutrientes, a estruturação e aeração do solo, a atividade microbiana e a atenuação da toxicidade causada por metais pesados em ambientes contaminados. Ainda na perspectiva da microbiota, há resultados de supressão de doenças na presença do biocarvão, contribuindo para a redução no uso de agentes químicos para controle.

O uso do biocarvão na matriz de fertilizantes organominerais é uma possibilidade que agrega valor ao produto e cabe em arranjos do agronegócio que geram a biomassa na planta industrial e utilizam fertilizantes em suas áreas de produção. Com a formulação do fertilizante à base de biocarvão se complementam interesses agronômicos e ambientais, na medida em que se tem o efeito condicionador aliado ao fornecimento de nutrientes e ao sequestro de C no solo. A customização do fertilizante com relação à cultura e ao modo de aplicação, de forma a privilegiar a eficiência de uso do(s) nutriente(s) pelas plantas, é mais um atrativo. Pode ainda ocorrer a economia de fontes minerais pela reciclagem de parte do conteúdo de nutrientes do próprio biocarvão e, consequentemente, redução na pressão ambiental sobre reservas minerais e dependência nacional de importação de fertilizantes.

O sequestro de C é, de fato, um aspecto muito interessante do biocarvão, que pode ser usado em conjunto com o manejo da nutrição da cultura, conforme mencionado, ou pode fazer parte de um escopo mais relacionado aos serviços ambientais, à geração de créditos de C e na recompensa ou remuneração ao produtor. Além dos inúmeros resultados de pesquisa nesse sentido, o potencial

do biocarvão para sequestro de C no solo já foi chancelado pelo IPCC em seu relatório de 2018. O *Special Report: Global Warming of 1,5 °C* traz a constatação de que somente a redução nas emissões de gases de efeito estufa não é suficiente para limitar o aquecimento global em 1,5 °C, listando o biocarvão dentre as tecnologias capazes de sequestrar C de forma significativa para mitigação das mudanças climáticas.

Por fim, ressalta-se a necessidade de adaptação/desenvolvimento de métodos para garantias mínimas nos biocarvões e/ou em seus produtos derivados, como os fertilizantes organominerais, a ser tratada pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento -MAPA em suas instruções normativas e manual de análises. Essa etapa é fundamental na viabilização do biocarvão como estratégia em políticas públicas nacionais como a Agricultura de Baixa Emissão de Carbono (Programa ABC) e o RenovaBio, para geração de incentivos fiscais ou financeiros a produtores com melhor desempenho ambiental, com foco no balanço de C.

Referências

ABDELHAFEZ, A. A.; LI, J.; ABBAS, M. H. H. Feasibility of biochar manufactured from organic wastes on the stabilization of heavy metals in a metal smelter contaminated soil. **Chemosphere**, v. 117, p. 66-71, 2014. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.05.086.

AHMAD, M.; RAJAPAKSHA, A. U.; LIM, J. E.; ZHANG, M.; BOLAN, N.; MOHAN, D.; VITHANAGE, M.; LEE, S. S. OK, Y.S. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. **Chemosphere**, v. 99, p. 19-33, 2014. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071.

ANDRADE, C. A.; BIBAR, M. P. S.; COSCIONE, A. R.; PIRES, A. M. M.; SOARES, A. G. Mineralização e efeitos de biocarvão de cama de frango sobre a capacidade de troca catiônica do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, p. 407-416, 2015. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-204X2015000500008.

BASU, P. **Biomass gasification, pyrolysis and torrefaction**: Practical Design and Theory. 2 ed. London: Academic Press, 2013. 548 p. DOI: https://doi.org/10.1016/C2011-0-07564-6.

BEESLEY, L.; MARMIROLI, M. The immobilisation and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar. **Environmental Pollution**, v. 159, p. 474-480, 2011. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.10.016.

BIBAR, M. P. S. **Potencial agrícola de biocarvões provenientes de biomassas alternativas.** 2014. 101 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto Agronômico de Campinas, Campinas.

BLANCO-CANQUI, H. Biochar and soil physical properties. **Soil Science Society of America Journal**, *v.* 81, p. 687-711, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.06.016.

BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; MACEDO, M. O.; OLIVEIRA, O. C.; RESENDE, A. S.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Potential of carbon sequestration in soils of the Atlantic Region of Brazil. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C. E. P (ed.). **Carbon sequestration in soils of Latin America.** New York: Haworth, 2006, p. 305-347.

BORGES, B. M. M. N.; STRAUSS, M.; CAMELO, P. A.; SOHI, S. P.; FRANCO, H. C. J. Re-use of sugarcane residue as a novel biochar fertiliser – Increased phosphorus use efficiency and plant yield. **Journal of Cleaner Production**, v. 262, 121406, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121406.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa SDA nº 35, de 4 de julho de 2006. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, 12 jul. 2006.

BRASIL. **Decreto nº 8.384, de 29 de dezembro de 2014**. Inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, ou biofertilizantes, remineralizadores e substratos para plantas destinados à agricultura. Brasília, DF, dez 2014.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos** / Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Brasília: MAPA, 2017. 240 p.

BROWN, R.; CAMPO, B.; BOATENG, A. A.; GARCIA-PEREZ, M. G.; MAŠEK, O. Fundamentals of biochar production. In: LEHMANN, J.; JOSEPH, S. **Biochar for Environmental Management**: Science, Technology and Implementation. Earthscan, London & Sterling, 2015. p. 39-61.

BRUUN, E.; CROSS, A.; HAMMOND, J.; NELISSEN, V.; RASSE, D. P.; HAUGGAARD-NIELSEN, H. Biochar carbon stability and effect on greenhouse gas emissions. In: SHACKLEY, S.; RUYSSCHAERT, G.; ZWART, K.; GLASER, B. **Biochar in European soils and agriculture**. Earthscan, 2016. p. 165-183.

BUTNAN, S.; DEENIK, J. L.; TOOMSAN, B.; ANTAL, M. J.; VITYAKONA, P. Biochar characteristics and application rates affecting corn growth and properties of soils contrasting in texture and mineralogy. **Geoderma**, v. 237, p. 105-116, 2015. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.08.010.

CARNEIRO, J. S. S.; RIBEIRO, I. C. A.; NARDIS, B. O.; BARBOSA, C. F.; LUSTOSA FILHO, J. F.; MELO, L. C. A. Long-term effect of biochar-based fertilizers application in tropical soil: Agronomic efficiency and phosphorus availability. **Science of Total Environment**, v. 760, 143955, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143955.

CARVALHO, T. A.; PUGA, A. P.; PIRES, A. M. M.; LIGO, M. A. V.; ANDRADE, C. A. Residual effect of nitrogen fertilizers formulated with biochar. **Horticulture International Journal**, v. 3, p. 315-318, 2019.

CHEN, T.; YAXIN, Z.; HONGTAO, W.; WENJING, L.; ZEYU, Z.; YUANCHENG, Z.; LULU, R. Influence of pyrolysis temperature on characteristics and heavy metal adsorptive performance of biochar derived from municipal sewage sludge. **Bioresource Technology**, v. 164, p. 47-54, 2014. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.048.

CHEN, L.; CHEN, Q.; RAO, P.; YAN, L.; SHAKIB, A.; SHEN, G. Formulating and optimizing a novel biochar-based fertilizer for simultaneous slow-release of nitrogen and immobilization of cadmium. **Sustainability**, v. 10, 2740, 2018. DOI: https://doi.org/10.3390/su10082740.

CHEN, W.; MENG, J.; HAN, X.; LAN, Y.; ZHANG, W. Past, present, and future of biochar. **Biochar**, v. 1, p. 75-87, 2019. DOI: https://doi.org/10.1007/s42773-019-00008-3.

CHIA, C. H.; DOWNIE, A.; MUNROE, P. Characteristics of biochar: physical and structural properties. In: LEHMANN, J.; JOSEPH, S. (ed.) **Biochar for Environmental Management**: Science, Technology and Implementation. Earthscan, London & Sterling, 2015. p. 89-109.

CHUNXUE, Y.; JOSEPH, S.; LIANQING, L.; GENXING, P.; LIN, Y.; MUNROE, P.; PACE, B.; TAHERYMOOSAVI, S.; VAN ZWIETEN, L.; THOMAS, T.; NIELSEN, S.; YE, J.; DONNE, S. Developing more effective enhanced biochar fertilisers for improvement of pepper yield and quality. **Pedosphere**, v. 25, p. 703-712, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)30051-5.

CONESA, J. A.; FONT, R.; FULLANA, A.; MARTÍN- GULLÓN, I.; ARACIL, I.; GÁLVEZ, A.; MOLTÓ, J.; GÓMEZ-RICO, M.F. Comparison between emissions from the pyrolysis and combustion of different wastes. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v.84, p.95-102, 2009. DOI: 10.1016/j.jaap.2008.11.022.

CONZ, R. F.; ABBRUZZINI, T. F.; ANDRADE, C. A.; MILORI, D. M. B. P.; CERRI, C. E. P. Effect of pyrolysis temperature and feedstock type on agricultural properties and stability of biochars. **Agricultural Sciences**, v. 8, p. 914-933, 2017. DOI: https://doi.org/10.4236/as.2017.89067.

CROMBIE, K.; MASEK, O.; SOHI, S. H.; BROWNSORT, P.; CROSS, A. The effect of pyrolysis conditions on biochar stability as determined by three methods. **Global Change Biology-Bioenergy**, v. 5, p. 122-131, 2013. DOI: https://doi.org/10.1111/gcbb.12030.

DOMINGUES, R. R.; TRUGILHO, P. F.; SILVA, C. A.; MELO, I. C. N. A.; MELO, L. C. A.; MAGRIOTIS, Z. M.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A. Properties of biochar derived from wood and high- nutrient biomasses with the aim of agronomic and environmental benefits. **PLoS ONE**, v. 12, e0176884, 2017. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176884.

DOMINGUES, R. R.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; SPOKAS, K. A.; MELO, L. C. A.; TRUGILHO, P. F.; VALENCIANO, M. N.; SILVA, C. A. Enhancing cation exchange capacity of weathered soils using biochar: feedstock, pyrolysis conditions and addition rate. **Agronomy**, v. 10, 824, 2020. DOI: https://doi.org/10.3390/agronomy10060824.

ENDERS, A.; HANLEY, K.; WHITMAN, T.; JOSEPH, S.; LEHMANN, J. Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance. **Bioresource Technology**, v. 114, p. 644-653, 2012. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.03.022.

FALCÃO, N. P. S.; CLEMENT, C. R.; TSAI, S. M.; COMERFORD, N. B. Pedology, fertility, and biology of Central Amazonian ark Earths. In: WOODS, W. I.; TEIXEIRA, W. G.; LEHMANN, J.; STEINER, C.; WINKLERPRINS, A.; REBELLATO, L. (ed). **Amazonian Dark Earths**: Wim Sombroek´s Vision. Berlin: Springer Science, 2009. p.213-228.

FELLET, G., MARMIROLI, M., MARCHIOL, L. Elements uptake by metal accumulator species grown on mine tailings amended with three types of biochar. **Science of the Total Environmental**, v. 468-469, p. 598-608, 2014. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.072.

FIELD, J. L.; KESKE, C. M. H.; BIRCH, G. L.; DEFOORT, M. W.; COTRUFO, M. F. Distributed biochar and bioenergy coproduction: a regionally specific case study of environmental benefits and economic impacts. **Global Change Biology-Bioenergy**, v. 5, p. 177-191, 2013. DOI: https://doi.org/10.1111/gcbb.12032.

GASKIN, J. W.; STEINER, C.; HARRIS, K.; DAS, C.; BIBENS, B. Effect of low temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. **Transactions of the ASABE**, v. 51, p. 2061-2069, 2008. DOI: https://doi.org/10.13031/2013.25409.

GLASER, B.; BALASHOV, E.; HAUMAIER, L.; GUGGENBERGER, G.; ZECH, W. Black carbon in density fractions of anthropogenic soils of the Brazilian Amazon region. **Organic Geochemistry**, v. 31, p. 669-678, 2000. DOI: https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00044-9.

GOMEZ-EYLES, J. L.; BEESLEY, L.; MORENO-JIMENEZ, E.; GHOSH, U.; SIZMUR, T. The potential of biochar amendments to remediate contaminated soils. In: LADYGINA, N.; RINEAU, F. (ed.) **Biochar and oil biota**. Boca Raton: CRC Press, 2013. p. 100-133.

GRABER, E. R.; ELAD, Y. Biochar impact on plant resistance to disease. In: LADYGINA, N.; RINEAU, F. (ed.) **Biochar and soil biota**. Boca Raton: CRC Press, 2013. p. 41-68.

GRUTZMACHER, P.; PUGA, A. P.; BIBAR, M. P. S.; COSCIONE, A. R.; PACKER, A. P.; ANDRADE, C. A. Carbon stability and fertilizer induced N_2O emissions mitigation in soil treated with biochar. **Science of the Total Environment,** v. 625, p. 1459-1466, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.196.

GWENZI, W.; NYAMBISHI, T. J.; CHAUKURA, N.; MAPOPE, N. Synthesis and nutrient release patterns of a biochar-based N-P-K slow-release fertilizer. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 15, p. 405-414, 2018. DOI: https://doi.org/10.1007/s13762-017-1399-7.

IBI. **Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil**, IBI-STD-01.1, 2015, International Biochar Initiative, https://www.biochar-international.org/wp-content/uploads/2018/04/IBI_Biochar_Standards_V2.1_Final.pdf. Acesso em: 02 fev. 2021.

IEA. **IEA Bioenergy Annual Report 2006**. Task 34: Pyrolysis of biomass. Disponível em: http://www.ieabioenergy.com/DocSet.aspx?id=5566&ret=lib. Acesso em: 03 mar. 2021.

IPCC - International Panel on Climate Change. Guidelines for national greenhouse gas inventories. Hayama: IGES, 2006. EGGLESTON, H. S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TABANE, K. (ed.). https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html.

IPCC - International Panel on Climate Change. Climate Change 2013: The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, Cambridge University Press, 2013. 1535 p.

IPCC - International Panel on Climate Change. Appendix 4: Method for estimating the change in mineral soil organic carbon stocks from biochar amendments. In: 2019 **Refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**, p. 2-6, 2019.

IPPOLITO, J. A.; SPOKAS, K. A.; NOVAK, J. M.; LENTZ, R. D.; CANTRELL, K. B. Biochar elemental composition and factors influencing nutrient retention. In: LEHMANN, J.; JOSEPH, S. (ed) **Biochar for environmental management**: science, technology and implementation. Earthscan, London & Sterling, 2015. p. 139-163.

JAISWAL, A. K.; ELAD, Y.; GRABER, E. R.; FRENKEL, O. *Rhizoctonia solani* suppression and plant growth promotion in cucumber as affected by biochar pyrolysis temperature, feedstock and concentration. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 69, p. 110-118, 2014. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.10.051.

JONES, D. L.; MURPHY, D. V.; KHALID, M.; AHMAD, W.; EDWARD-JONES, G.; DeLUCA, T. T.; Short-term biochar-induced increase in soil CO_2 release is both biotically and abiotically mediated. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, p. 1723-1731, 2011.

JOSEPH, S.; GRABER, E. R.; CHIA, C.; MUNROE, P.; DONNE, S.; THOMAS, T.; NIELSEN, S.; MARJO, C.; RUTLIDGE, H.; PAN, G. X.; LI, L.; TAYLOR, P.; RAWAL, A.; HOOK, J. Shifting paradigms: development of high-efficiency biochar fertilizers based on nano-structures and soluble components. **Carbon Management**, v. 4, p. 323-343, 2013. DOI: https://doi.org/10.4155/cmt.13.23.

KAMMANN, C.; GRABER, E. R. Biochar effects on plant ecophysiology. In: LEHMANN, J.; JOSEPH, S. (ed.) **Biochar for environmental management**: Science, Technology and Implementation. Earthscan, London & Sterling, 2015. p. 391-419.

KERN, D. C.; KAMPF, N.; WOODS, W. I.; DENEVAN, W. M.; COSTA, M. L.; FRAZÃO, F. J. L.; SOMBROEK, W. Evolução do conhecimento em Terra Preta de Índio. In: TEIXEIRA, W. G.; KERN, D. C.; MADARI, B. E.; LIMA, H. N.; WOODS, W. (ed.). **As Terras Pretas de Índio na Amazônia**: sua caracterização e uso deste conhecimento na criação de novas áreas. Manaus: Embrapa Amazônica Ocidental, 2009. p. 72-81.

KOOKANA, R S. The role of biochar in modifying the environmental fate, bioavailability, and efficacy of pesticides in soils: a review. **Soil Research**, v. 48, p. 627-637, 2010. DOI: https://doi.org/10.1071/SR10007

KOOKANA, R. S.; SARMAH, A. K.; VAN ZWIETEN, L.; KRULL, E.; SINGH, B. Biochar application to soil: agronomic and environmental benefits and unintended consequences advances. In: SPARKS, D. L. (ed.) **Advances in agronomy**. Burlington: Academic Press, 2011. p. 103-143.

KUZYAKOV, Y.; BOGOMOLOVA, I.; GLASER, B. Biochar stability in soil: Decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific ^{14}C analysis. **Soil Biology and Biochemistry,** v. 70, p. 229-236, 2014. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.12.021.

LA SCALA JÚNIOR, N.; DE FIGUEIREDO, E. B.; PANOSSO, A. R. A review on soil carbon accumulation due to the management change of major Brazilian agricultural activities. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, p. 775-785, 2012. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842012000400012.

LAL, R. Biochar and soil carbon sequestration. In: GUO, M.; HE, Z.; UCHIMIYA, S. M. (ed.) **Agricultural and environmental applications of biochar**: Advances and Barriers. Madison: SSSA, 2016. p. 175-197.

LEFEBVRE, D.; WILLIAMS, A.; MEERSMANS, J.; KIRK, G. J. D.; SOHI, S.; GOGLIO, P.; SMITH, P. Modelling the potential for soil carbon sequestration using biochar from sugarcane residues in Brazil. **Scientific Reports**, v. 10, 19479, 2020. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-020-76470-y.

LEHMANN, J.; JOSEPH, S. Biochar for environmental management: an introduction. In: LEHMANN, J.; JOSEPH, S. (Ed.) **Biochar for environmental management**: Science, Technology and Implementation. Earthscan, London & Sterling, 2015. p. 1-13.

LIANG, B.; LEHMANN, J.; SOHI, S. P.; THIES, J. E.; O'NEILL, B.; TRUJILLO, L.; GAUNT, J.; SOLOMON, D.; GROSSMAN, J.; NEVES, E. G.; LUIZÃO, F. J. Black carbon affects the cycling of non-black carbon in soil. **Organic Geochemistry**, v. 41, p. 206-213, 2010. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.orggeochem.2009.09.007.

MAESTRINI, B.; NANNIPIERI, P.; ABIVEN, S. A meta-analysis on pyrogenic organic matter induced priming effect. **Global Change Biology - Bioenergy**, v. 7, p. 577-590, 2015. DOI: http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12194.

MASEK, O.; RONSSE, F.; DICKINSON, D. Biochar production and feedstock. In: SHACKLEY, S.; RUYSSCHAERT, G.; ZWART, K.; GLASER, B. **Biochar in European Soils and Agriculture**. Earthscan, 2016. p. 17-40.

MELLO, F. F. C.; CERRI, C. E. P.; BERNOUX, M.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C. Potential of soil carbon sequestration for the Brazilian Atlantic Region. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C. E. P. (ed.) **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York, 2006. p. 349-368.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo.** Lavras: UFLA, 2006. p. 729.

MUKOME, F. N. D.; PARIKH, S. J. Chemical, physical, and surface characterization of biochar. In: LADYGINA, N.; RINEAU, F. (ed). **Biochar and soil biota**. Boca Raton: CRC Press, 2013. p. 68-96.

MUKOME, F. N. D.; PARIKH, S. J. Chemical, physical, and surface characterization of biochar. In: OK, Y. S.; UCHIMIYA, S. M.; CHANG, S. X.; BOLAN, N. (ed.) **Biochar: production, characterization, and applications**. Boca Raton: CRC Press, 2016. p. 68-96.

PAZ-FERREIRO, J.; LU, H.; FUI, S.; MÉNDEZ, A.; GASCÓ, G. Use of phytoremediation and biochar to remediate heavy metal polluted soils: a review. **Solid Earth**, v. 5, p. 65-75, 2014. DOI: https://doi.org/10.5194/se-5-65-2014.

PUGA, A. P. **Biocarvão na mitigação da toxicidade de metais pesados em solos de área de mineração.** 2015. 105 f. Tese (Doutorado) – Instituto Agronômico de Campinas, Campinas.

PUGA, A. P.; ABREU, C. A.; MELO, L. C. A.; BEESLEY, L. Biochar application to a contaminated soil reduces the availability and plant uptake of zinc, lead and cadmium. **Journal of Environmental Management**, v. 159, p. 86-93, 2015. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.05.036.

PUGA, A. P.; QUEIROZ, M. C. A.; LIGO, M. A. V.; CARVALHO, C. S.; PIRES, A. M. M.; MARCATTO, J. O. S.; ANDRADE, C. A. Nitrogen availability and ammonia volatilization in biochar-based fertilizers. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 66, p. 992-1004, 2020a. DOI: https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1650916.

PUGA, A. P.; GRUTZMACHER, P.; CERRI, C. E. P.; RIBEIRINHO, V. S.; ANDRADE, C. A. Biochar-based nitrogen fertilizers: Greenhouse gas emissions, use efficiency, and maize yield in tropical soils. **Science of the Total Environment,** v. 704, 135375, 2020b. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135375.

QUEIROZ, M. C. A. **Eficiência agronômica de fertilizantes nitrogenados formulados a partir de biocarvão e fonte mineral**. 2018. 88 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto Agronômico de Campinas, Campinas.

RAMOS, N. P.; YAMAGUCHI, C. S.; PIRES, A. M. M.; ROSSETTO, R.; POSSENTI, R. A.; PACKER, A. P. C.; CABRAL, O. M. R.; ANDRADE, C. A. Decomposição de palha de cana-de-açúcar recolhida em diferentes níveis após a colheita mecânica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 1492-1500, 2016.

REHRAH, D.; BANSODE, R. R.; HASSAN, O.; AHMEDNA, M. Physico-chemical characterization of biochars from solid municipal waste for use in soil amendment. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 118, p. 42-53, 2016. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2015.12.022.

REHRAH, D.; REDDY, M. R.; NOVAK, J. M.; BANSODE, R. R.; SCHIMMEL, K. A.; YU, J.; WATTS, D. W.; AHMEDNA, M. Production and characterization of biochars from agricultural by-products for use in soil quality enhancement. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 108, p. 301-309, 2014. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2014.03.008.

SANT'ANNA, S. A. C.; JANTALIA, C. P.; SÁ, J. M.; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil organic carbon during 22 years of pastures, cropping or integrated crop/livestock systems in the Brazilian Cerrado. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 108, p. 101-120, 2017.

SCHELLEKENS, J.; SILVA, C. A.; BUURMAN, P.; RITTL, T. F.; DOMINGUES, R. R.; JUSTI, M.; VIDAL-TORRADO, P.; TRUGILHO, P. F. Molecular characterization of biochar from five Brazilian agricultural residues obtained at different charring temperatures. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 130, p. 106-117, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jaap.2018.01.020.

SHARKAWI, H.M.E.; TOJO, S.; CHOSA, T.; MALHAT, F.M.; YOUSSEF, A.M. Biochar-ammonium phosphate as an uncoated-slow release fertilizer in sandy soil. **Biomass and Bioenergy**, v. 117, p. 154-160, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.07.007.

SHI, S.; ZHANG, Q.; LOU, Y.; DU, Z.; WANG, Q.; HU, N.; WANG, Y.; GUNINA, A.; SONG, J. Soil organic and inorganic carbon sequestration by consecutive biochar application: Results from a decade field experiment. **Soil Use and Management**, v. 37, p. 95-103, 2021. DOI: https://doi.org/10.1111/SUM.12655.

SHRESTHA, G.; TRAINA, S. J.; SWANSTON, C. W. Black carbon's properties and role in the environment: a comprehensive review. **Sustainability**, v. 2, p. 294-320., 2010. DOI: https://doi.org/10.3390/su2010294.

SILVA, L. G.; ANDRADE, C. A.; BETTIOL, W. Biochar amendment increases soil microbial biomass and plant growth and suppresses Fusarium wilt in tomato. **Tropical Plant Pathology**, v. 45, p. 73-83, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/s40858-020-00332-1.

SILVA, L. C. R.; CORRÊA, R. S.; WRIGHT, J. L.; BOMFIM, B.; HENDRICKS, L.; GAVIN, D. G.; MUNIZ, A. W.; MARTINS, G. C.; MOTTA, A. C. V.; BARBOSA, J. Z.; MELO, V. F.; YOUNG, S. D.; BROADLEY, M. R.; SANTOS, R. V. A new hypothesis for the origin of Amazonian Dark Earths. **Nature Communications**, v. 12, article 127, 2021. DOI: https://doi.org/10.1038/s41467-020-20184-2.

SINGH, B. P.; COWIE, A. L.; SMERNIK, R. J. Biochar carbon stability in a clayey soil as a function of feedstock and pyrolysis temperature. **Environmental Science and Technology**, v. 46, p. 11770-11778, 2012. DOI: https://doi.org/10.1021/es302545b.

SINGH, B. P.; FANG, Y.; BOERSMA, M.; COLLINS, D.; VAN ZWIETEN, L.; MACDONALD, L. M. *In situ* persistence and migration of biochar carbon and its impact on native carbon emission in contrasting soils under managed temperate pastures. **PlosOne**, v. 10, e0141560, 2015. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141560.

SOHI, S. P.; KRULL, E.; LOPEZ-CAPEL, E.; BOL, R. A review of biochar and its use and function in soil. In: SPARKS, D.L. (Ed.) **Advances in agronomy**. Elsevier Academic Press, 2010. p. 47-82.

SPOKAS, K. A.; CANTRELL, K. B.; NOVAK, J. M.; ARCHER, D. W.; IPPOLITO, J. A.; COLLINS, H. P.; BOATENG, A. A.; LIMA, I. M.; LAMB, M. C.; MCALOON, A. J.; LENTZ, R. D.; NICHOLS, K. A. Biochar: A synthesis of its agronomic impact beyond carbon sequestration. **Journal of Environmental Quality**, v. 41, p. 973-989, 2012. DOI: https://doi.org/10.2134/jeq2011.0069.

SOHI, S.P. Carbon storage with benefits. **Science**, v. 338, p. 1034-1035, 2012. DOI: https://doi.org/10.1126/science.1225987.

TIAN, R.; LI, C.; XIE, S.; YOU, F.; CAO, Z.; XU, Z.; YU, G.; WANG, Y. Preparation of biochar via pyrolysis at laboratory and pilot scales to remove antibiotics and immobilize heavy metals in livestock feces. **Journal of Soils and Sediments**, v. 19, p. 2891-2902, 2019. DOI: https://doi.org/10.1007/s11368-019-02350-2.

TOZZI, F. V. N.; COSCIONE, A. R.; PUGA, A. P.; CARVALHO, C. S.; CERRI, C. E. P.; ANDRADE, C. A. Carbon stability and biochar aging process after soil application. **Horticulture International Journal,** v. 3, p. 320-329, 2019.

UCHIMIYA, M.; CHANG, S.; KLASSON, K. T. Screening biochars for heavy metal retention in soil: role of oxygen functional groups. **Journal of Hazardous Materials**, v. 190, p. 432–41, 2011.

VAN RAIJ, B. A capacidade de troca de cátions das frações orgânica e mineral em solos. **Bragantia**, v. 28, p. 85-112, 1969.

WANG, F.; JI, R.; JIANG, Z.; CHEN, W. Species-dependent effects of biochar amendment on bioaccumulation of atrazine in earthworms. **Environmental Pollution**, v. 186, p. 241-247, 2014. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.12.012.

WANG, J.; XIONG, Z.; KUZYAKOV, Y. Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. **Global Change Biology - Bioenergy**, v. 8, p. 512-523, 2016. DOI: https://doi.org/10.1111/gcbb.12266.

WEBER, K.; QUICKER, P. Properties of biochar. **Fuel**, v. 217, p. 240-261, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.12.054.

WEN, P.; WU, Z.; HAN, Y.; CRAVOTTO, G.; WANG, J.; YE, B. C. Microwave-assisted synthesis of a novel biochar-based slow-release nitrogen fertilizer with enhanced water-retention capacity. **ACS Sustainable Chemistry and Engineering**, v. 5, p. 7374-7382, 2017. DOI: https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.7b01721.

YAASHIKAA, P. R.; KUMAR, P. S.; VARJAN, S.; SARAVANAN, A. A critical review on the biochar production techniques, characterization, stability and applications for circular bioeconomy. **Biotechnology Reports**, v. 28, e00570, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.btre.2020.e00570

YAMAGUCHI, C. S.; RAMOS, N. P.; CARVALHO, C. S.; PIRES, A. M. M.; ANDRADE, C. A. Decomposição da palha de cana-de-açúcar e balanço de carbono em função da massa inicialmente aportada sobre o solo e da aplicação de vinhaça. **Bragantia**, v. 76, p. 135-144, 2017.

YANG, C. D.; LU, S. G. Effects of five different biochars on aggregation, water retention and mechanical properties of paddy soil: A field experiment of three-season crops. **Soil and Tillage Research**, v. 205, 144798, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104798.

YE, L.; CAMPS-ARBESTAIN, M; SHEN, Q. LEHMANN, J.; SINGH, B.; SABIR, M. Biochar effects on crop yields with and without fertilizer: A meta-analysis of field studies using separate controls. **Soil Use and Management**, v. 36, p. 2-18, 2020. DOI: https://doi.org/10.1111/sum.12546.

YOUSAF, B.; LIU, G.; WANG, R.; ABBAS, Q.; IMTIAZ, M.; LIU, R. Investigating the biochar effects on C-mineralization and sequestration of carbon in soil compared with conventional amendments using the stable isotope (^{13}C) approach. **Global Change Biology-Bioenergy**, v. 9, p. 1085-1099, 2017. DOI: https://doi.org/10.1111/gcbb.12401.

YU, Z.; LING, L.; SINGH, B.P.; LUO, Y.; XU, J. Gain in carbon: Deciphering the abiotic and biotic mechanisms of biochar-induced negative priming effects in contrasting soils. **Science of the Total Environment**, v. 746, 141057, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141057.

ZHAO, L.; CAO, X.; MASEK, O.; ZIMMERMAN, A. Heterogeneity of biochar properties as a function of feedstock sources and production temperatures. **Journal of Hazardous Materials**, v. 256-257, p. 1-9, 2013. DOI: https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.04.015.

ZHENG, J.; HAN, J.; LIU, Z.; XIA, W.; ZHANG, X.; LI, L.; LIU, X.; BIAN, R.; CHENG, K.; ZHENG, J.; PAN, G. Biochar compound fertilizer increases nitrogen productivity and economic benefits but decreases carbon emission of maize production. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 241, p. 70-78, 2017. DOI: https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.034.

ZHOU, Z.; DU, C.; LI, T.; SHEN, Y.; ZENG, Y.; DU, J.; ZHOU, J. Biodegradation of a biochar-modified waterborne polyacrylate membrane coating for controlled-release fertilizer and its effects on soil bacterial community profiles. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, p. 8672-8682, 2015. DOI: https://doi.org/10.1007/s11356-014-4040-z.

ZIMMERMAN, A. R.; GAO, B. The stability of biochar in the environment. In: LADYGINA, N.; RINEAU, F. (ed.) **Biochar and soil biota**. Boca Raton: CRC Press, 2013. p. 68-96.

Capítulo 15

Legislação brasileira aplicada à matéria orgânica nos insumos agrícolas

Hideraldo José Coelho
Henrique Bley

Introdução

A legislação brasileira abordada neste capítulo se restringe à normatização dos insumos agrícolas que possuem carbono orgânico em sua composição, com objetivo de nutrição de plantas, promoção de melhorias físicas ou químicas no ambiente radicular ou composição de substrato para o desenvolvimento das plantas. Legislação sobre questões de uso e manejo do solo ou fomento às cadeias produtivas não são abordadas.

Breve histórico

O Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) é o órgão federal responsável pela legislação, que é composta por um conjunto de leis, decretos, instruções normativas e portarias que tratam da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, biofertilizantes, remineralizadores e substratos para plantas. A legislação atual está baseada na Lei n 6.894/80 (Brasil, 1980), que dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e o comércio dos insumos agrícolas, sendo que a referida Lei foi regulamentada pelo Decreto n 4.954/2004 (Brasil, 2004) e modificada pelo Decreto n 8.384 (Brasil, 2014).

Na questão das competências do MAPA, o referido Decreto alinha-se com a Constituição Federal de 1988, estabelecendo as atribuições do Governo Federal para a fiscalização das atividades de produção, importação, exportação e comércio de fertilizantes e dispõe que cabe aos Estados e ao Distrito Federal legislar concorrentemente sobre o comércio e uso dos fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes, respeitadas as normas federais que dispõem sobre o assunto.

Um dos primeiros marcos legais sobre o assunto foi a Portaria SEFIS nº 01/1983 (Brasil, 1983) que determinou os parâmetros para os fertilizantes orgânicos. Estabeleceu teores variados de matéria orgânica para os fertilizantes orgânicos simples, compostos e que o organomineral deveria ser constituído de, pelo menos, 50% de matérias-primas orgânicas (depois foi alterado para 25%). Também foi estabelecido que o carbono orgânico seria obtido pelo teor de matéria orgânica total dividido pelo fator 1,8 e que a matéria orgânica total seria determinada pelo método de combustão e as determinações analíticas seriam em matéria seca. Dispunha a norma que, além das garantias mínimas estabelecidas, poderiam ser declarados quaisquer outros componentes e propriedades, tais como ácidos húmicos, carbono orgânico determinado pelo método do bicromato, macro ou micronutrientes, componentes biológicos, capacidade de retenção de água (CRA) e capacidade de troca catiônica (CTC), desde que pudessem ser medidos quantitativamente e que fosse indicado o método de determinação e garantida a quantidade declarada.

A necessidade de aprimorar as normas se deu em função das mudanças na disponibilidade de matérias-primas para compor os fertilizantes orgânicos. Durante muitos anos os produtos tinham como base os resíduos agrossilvipastoris oriundos das atividades tipicamente agropecuárias. Com o desenvolvimento da agroindústria, diversos tipos de resíduos passaram a ser disponibilizados, como os provenientes da indústria sucroalcooleira, de indústrias alimentícias, da indústria de papel e celulose, do tratamento do lixo urbano, dos lodos de esgoto doméstico e dos diferentes lodos de tratamento da agroindústria.

Compostos orgânicos podem ser vagamente caracterizados como "compostos que contêm carbono". Essa classificação, contudo, é suficientemente ampla para incluir uma variedade imensa de compostos químicos que podem apresentar muito pouco em comum, além de conterem carbono (C) em suas moléculas. Quando os fertilizantes e produtos orgânicos são utilizados na agricultura, o objetivo é usufruir de benefícios que os adubos minerais não podem proporcionar, mas que também não são oferecidos indistintamente por qualquer material orgânico. A análise química, que através de métodos simples se mostra tão adequada aos fertilizantes minerais, requer recursos mais sofisticados para avaliar fertilizantes e materiais orgânicos. A situação se mostra ainda mais complicada quando se pretende utilizar na agricultura resíduos orgânicos de origem industrial ou de tratamento de esgotos urbanos. Dessa forma, para avaliação de materiais orgânicos empregados como fertilizantes, foi proposto o método de determinação de C orgânico por via úmida, através da oxidação pelo íon dicromato (Rodella, 1994).

A legislação sobre os fertilizantes orgânicos evoluiu sobremaneira com a publicação da Instrução Normativa (IN) nº 15, de 22 de dezembro 2004, específica para fertilizantes orgânicos, organominerais e biofertilizantes. Substituída posteriormente pela IN nº 25, de 23 de julho de 2009 (Brasil, 2009), e atualmente pela IN nº 61, de 08 de julho de 2020 (Brasil, 2020).

Legislação

O Decreto n 4.954/2004 (Brasil, 2004) estabelece as normas gerais sobre registro, padronização, classificação, inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, biofertilizantes, remineralizadores e substratos para plantas destinados à agricultura. As normativas específicas para os produtos que contêm componentes de origem orgânica serão tratadas neste capítulo.

Os critérios para registro, os limites de garantias e as especificações relativas aos produtos são estabelecidos em Instruções Normativas (INs) específicas. As informações apresentadas neste tópico são extraídas das seguintes Instruções Normativas e seus respectivos produtos: IN n 61/2020 (Brasil, 2020), para fertilizantes orgânicos e biofertilizantes; IN n 35/2006 (Brasil, 2006b), para condicionadores de solo; e IN n 5/2016 (Brasil, 2016), para substratos para plantas. Para fins de padronização de nomenclatura e classificação dos produtos, as definições constantes nos referidos atos normativos do MAPA são apresentadas a seguir:

Biofertilizante - Produto que contém princípio ativo ou agente orgânico, isento de substâncias agrotóxicas, capaz de atuar, direta ou indiretamente, sobre o todo ou parte das plantas cultivadas, elevando a sua produtividade, sem ter em conta o seu valor hormonal ou estimulante;

Condicionador do solo - Produto que promove a melhoria das propriedades físicas, físico-químicas ou atividade biológica do solo, podendo recuperar solos degradados ou desequilibrados nutricionalmente;

Fertilizante orgânico - Produto de natureza fundamentalmente orgânica, obtido por processo físico, químico, físico-químico ou bioquímico, natural ou controlado, a partir de matérias-primas de origem industrial, urbana ou rural, vegetal ou animal, enriquecido ou não de nutrientes minerais;

Fertilizante orgânico simples - Produto natural de origem vegetal ou animal, contendo um ou mais nutrientes de plantas;

Fertilizante orgânico misto - Produto de natureza orgânica, resultante da mistura de dois ou mais fertilizantes orgânicos simples, contendo um ou mais nutrientes de plantas;

Fertilizante orgânico composto - Produto obtido por processo físico, químico, físico-químico ou bioquímico, natural ou controlado, a partir de matéria-prima de origem industrial, urbana ou rural, animal ou vegetal, isoladas ou misturadas, podendo ser enriquecido de nutrientes minerais, princípio ativo ou agente capaz de melhorar suas características físicas, químicas ou biológicas;

Fertilizante organomineral - Produto resultante da mistura física ou combinação de fertilizantes minerais e orgânicos;

Material secundário - Produto ou resíduo obtido em processo industrial que contenha nutrientes de plantas ou outros componentes que promovam a melhoria das propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas do solo (limitações de uso, item 8.3);

Substratos para plantas - Produto usado como meio de crescimento de plantas (limitações de impurezas e contaminantes, item 7).

Fertilizantes orgânicos e biofertilizantes

Os fertilizantes orgânicos abrangem os fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos e organominerais que são classificados de acordo com as matérias-primas utilizadas na sua produção. A caracterização inicial de um material orgânico se faz necessária para posteriormente verificar seu enquadramento nas diversas classificações de produtos, alguns parâmetros são indicados na Tabela 1.

Tabela 1. Parâmetros para caracterização de materiais orgânicos

Parâmetro	Descrição
Carbono Orgânico	Quantidade de carbono oriundo da matéria prima ou produto que é oxidada pelo dicromato de potássio em meio ácido
Capacidade de retenção de água (CRA)	Propriedade de um material reter água, determinado pela massa de água retida em relação à massa seca do produto, expresso em percentual (massa/massa)
Capacidade de troca catiônica (CTC)	Quantidade total de cátions adsorvidos por unidade de massa, expresso em $mmol_c\ kg^{-1}$
Densidade	Medida resultante da relação massa por volume, expressa em gramas por mililitros ($g\ mL^{-1}$) ou gramas por centímetro cúbico ($g\ cm^{-3}$)
Bioatividade	Efeito benéfico que o produto apresenta sobre o todo ou partes das plantas cultivadas, comprovado por trabalho de pesquisa denominado de bioensaio

Classificação dos fertilizantes orgânicos

Os fertilizantes orgânicos são classificados em Classe A e Classe B.

Classe "A" - Produto que utiliza, em sua produção, matéria-prima gerada nas atividades extrativas, agropecuárias, industriais, agroindustriais e comerciais, incluindo aquelas de origem mineral, vegetal, animal, lodos industriais

e agroindustriais de sistema de tratamento de águas residuárias com uso autorizado pelo Órgão Ambiental, resíduos de frutas, legumes, verduras e restos de alimentos gerados em pré e pós-consumo, segregados na fonte geradora e recolhidos por coleta diferenciada, todos isentos de despejos ou contaminantes sanitários, resultando em produto de utilização segura na agricultura. Podem ser utilizados como matéria-prima para a produção de fertilizante orgânico Classe "A" os resíduos provenientes de serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos, desde que esses serviços contemplem a segregação na fonte geradora e a coleta diferenciada de resíduos em, no mínimo, três frações: resíduos orgânicos, resíduos recicláveis e rejeitos, evitando qualquer tipo de contaminação sanitária.

Classe "B" - Produto que utiliza, em sua produção, quaisquer quantidades de matérias-primas orgânicas geradas nas atividades urbanas, industriais e agroindustriais, incluindo a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos da coleta convencional, lodos gerados em estações de tratamento de esgotos, lodos industriais e agroindustriais gerados em sistemas de tratamento de águas residuárias contendo qualquer quantidade de despejos ou contaminantes sanitários, todos com seu uso autorizado pelo Órgão Ambiental, resultando em produto de utilização segura na agricultura.

Processo produtivo

A estabilização do produto se dá pela compostagem, processo de decomposição biológica controlada dos resíduos orgânicos, efetuado por uma população diversificada de organismos, em condições aeróbias e termofílicas, resultando em material com propriedades e características completamente diferentes daqueles que lhe deram origem. Durante ou após o processo podem ser adicionados agentes quelantes ou complexantes, compostos químicos que formam moléculas complexas com íons metálicos, para melhorar a sua estabilidade, durabilidade, aplicabilidade ou facilitar o processo de produção. No memorial descritivo, o estabelecimento produtor deverá descrever as etapas do processo de produção, suas instruções de trabalho e pontos de controle.

Teores mínimos de nutrientes

As garantias exigidas e os teores mínimos para os fertilizantes orgânicos simples, mistos e compostos, sólidos ou fluídos, para aplicação via solo, fertirrigação, pulverização ou hidroponia são apresentados nas Tabelas de 2 a 7.

Tabela 2. Teores mínimos para fertilizantes orgânicos simples sólidos para aplicação via solo.

Material orgânico processado	Umidade (% máx)	pH	C (% min.)	N total (% min.)	CTC CTC/C (% min)
Húmus de minhoca	50	≥6	10	0,5	*
Estercos e camas	40	*	20	1	*
Tortas e Farelos vegetais	40	*	35	5	*
Turfa	40	*	15	0,5	*
Linhita	40	*	20	0,5	*
Leonardita	40	*	25	0,5	*
Vinhaça	40	*	3	-	*
Parâmetro de referência para outros fertilizantes orgânicos simples	40	*	15	0,5	*

Notas: *Conforme declarado. Umidade, pH, Capacidade de Troca de Cátion (CTC) e CTC/C não constarão no certificado de registro de produto, contudo, devem ser declarados no rótulo e nota fiscal. Carbono Orgânico (C) e CTC expressos em base seca. Teor de N deve se referir ao produto tal qual comercializado. Para vinhaça é obrigatória a declaração do teor de potássio.

Tabela 3. Teores mínimos para os fertilizantes orgânicos mistos e compostos, sólidos, para aplicação via solo.

Garantia	Misto ou composto
Umidade (máx.)	50%
N total (mín.)	0,5%
Carbono Orgânico (mín.)	15%
CTC (mín.)	Conforme declarado
pH (mín.)	Conforme declarado
Relação C/N (máx.)	20
Relação CTC/C mínima	Conforme declarado
Outros nutrientes	Conforme declarado

Notas: Valores de Carbono Orgânico (C) e CTC expressos em base seca. Teor de N deve se referir ao produto tal qual comercializado.

Tabela 4. Teores mínimos para os fertilizantes orgânicos simples, mistos e compostos fluídos para aplicação via solo.

Garantia	Teor mínimo (%)
Carbono Orgânico	3
Macronutrientes primários	*
Macronutrientes secundários e micronutrientes	**

Nota: Os produtos devem estar estabilizados. *Conforme declarado pelo produtor ou importador no processo de registro; **Devem atender os teores mínimos dos organominerais.

Tabela 5. Teores mínimos para os fertilizantes organominerais sólidos ou fluídos para aplicação no solo ou fertirrigação.

Garantia	Teor Mínimo (%)
Carbono Orgânico	8
Umidade máxima, para sólidos	20
CTC ($mmol_c$ kg^{-1}), para sólidos	80
Macronutrientes primários (N, P, K) e secundários (Ca, Mg e S)	1
Micronutrientes Cloro (Cl) e Zinco (Zn)	0,1
Micronutriente Silício (Si)	0,05
Micronutrientes Cobre (Cu), Ferro (Fe) e Manganês (Mn)	0,02
Micronutriente Boro (B)	0,01
Micronutriente Cobalto (Co), Molibdênio (Mo) e Níquel (Ni)	0,005
Micronutriente Selênio (Se)	0,003

Tabela 6. Teores mínimos para os fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos e organominerais sólidos ou fluídos para aplicação via foliar.

Garantia	Teor Mínimo (%)
Carbono Orgânico (teor total)	6
Macronutrientes primários (N, P, K)	1
Macronutrientes secundários (Ca, Mg e S)	0,5
Soma NPK	3
Soma NP, NK, PK	2
Micronutrientes Cloro (Cl) e Zinco (Zn)	0,1
Micronutriente Silício (Si)	0,05
Micronutrientes Cobre (Cu), Ferro (Fe) e Manganês (Mn)	0,02
Micronutriente Boro (B)	0,01
Micronutrientes Cobalto (Co), Molibdênio (Mo) e Níquel (Ni)	0,005
Micronutriente Selênio (Se)	0,003

Nota: Obrigatória a declaração do valor de solubilidade do produto em H_2O a 20 °C em g/L.

Tabela 7. Garantias obrigatórias para os fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos e organominerais sólidos ou fluídos para aplicação via hidroponia.

Garantia	Teor solúvel em água (%)
Macronutrientes primários, secundários, micronutrientes e carbono orgânico	*
Índice salino	*
pH em água	*
Condutividade elétrica expressa em mS cm^{-1}	*

Nota: *Conforme declarado. Obrigatória a declaração do valor de solubilidade do produto em H_2O a 20 °C em g L_{-1}. O pH e a condutividade elétrica na maior relação soluto/solvente recomendado pelo fabricante.

Biofertilizantes

Os biofertilizantes, definidos anteriormente, são subdivididos em grupos com as respectivas garantias e teores mínimos apresentados na Tabela 8.

Tabela 8. Grupos de biofertilizantes e teores mínimos das garantias obrigatórias.

Grupo	Garantia	Fluido (%)	Sólido (%)	Processo de obtenção
Biofertilizante de aminoácidos	Aminoácidos livres	1	5	Fermentação ou hidrólise de materiais orgânicos naturais
Biofertilizante de extratos vegetais	Carbono Orgânico total	5	20	Extração de compostos orgânicos solúveis da fermentação ou beneficiamento de materiais orgânicos, isentos de contaminação biológica
Biofertilizante de extratos de algas ou algas processadas	Ácido algínico	1 0,5*	5 0,5*	Extração e beneficiamento de algas. *Exceção para alga *Ecklonia maxima* por extração física
Biofertilizante de substâncias húmicas	Ácido húmico Ácido fúlvico Humina	5 1 1	15 3 3	Decomposição e solubilização de materiais orgânicos e posterior oxidação e polimerização, formadas basicamente por ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e huminas

Nota: Os biofertilizantes compostos, obtidos pela mistura de dois ou mais biofertilizantes dos grupos referidos acima, terão suas garantias mínimas proporcionais à composição.

Natureza física

Os fertilizantes orgânicos e os biofertilizantes, de acordo com a sua natureza física, terão as especificações conforme as Tabelas 9 e 10.

Tabela 9. Especificação de natureza física para fertilizantes orgânicos sólidos.

Especificação de natureza física	Peneira	Partículas passantes
Granulado e mistura de grânulos	4,8 mm (ABNT 4)	90%
Granulado e mistura de grânulos	2 mm (ABNT 10)	40% máximo
Granulado e mistura de grânulos	1 mm (ABNT 18)	5% máximo
Farelado	4,8 mm (ABNT 4)	95% mínimo
Farelado	2,83 mm (ABNT 7)	80% mínimo
Farelado	0,50 mm (ABNT 35)	30% máximo
Pó	2,0 mm (ABNT 10)	100%
Pó	0,84 mm (ABNT 20)	70% mínimo
Pó	0,3 mm (ABNT 50)	50% mínimo
Pellet	Sem especificação	

Tabela 10. Especificação de natureza física para fertilizantes orgânicos fluidos.

Especificação de natureza física	Garantias	Observações
Solução	Densidade (g mL^{-1}) ou (g cm^{-3}) Nutrientes % massa por peso de produto (g kg^{-1}) e massa por volume (g L^{-1})	Sem partículas sólidas
Suspensão	Idem	Com partículas sólidas dispersas em meio fluido

Solubilidade dos Nutrientes

Os fertilizantes orgânicos e os biofertilizantes, segundo o seu modo de aplicação, devem apresentar a solubilidade de seus nutrientes indicada como percentagem mássica e deverão ser indicadas da forma que consta nas garantias das Tabelas 11 e 12.

Tabela 11. Solubilidade dos nutrientes dos fertilizantes orgânicos e biofertilizantes para aplicação via solo, via fertirrigação e via semente

Nutriente	Garantia	Observações
Nitrogênio	N teor total	Para todas as classes
Fósforo	P_2O_5 teor total	Fertilizante orgânico simples, misto e composto
Fósforo	P_2O_5 teor total e o teor solúvel em CNA + água ou em ácido cítrico a 2%, relação 1:100.	Organominerais com concentrados apatíticos, fosfatos naturais, termofosfatos, escórias de desfosforação e farinha de osso
Fósforo	P_2O_5 teor solúvel em CNA + água e facultativo teor solúvel em água	Fosfatos acidulados ou parcialmente acidulados
Potássio	K_2O teor solúvel em água	Fontes de potássio solúveis em água
Potássio	K_2O teor total e o teor solúvel CNA + água ou em ácido cítrico a 2%, relação 1:100	Fontes de potássio insolúveis em água
Macronutrientes secundários (Ca, Mg e S)	Teor total	Facultativo teor sol água ou solução em CNA + água ou solução em ácido cítrico a 2% relação 1:100.
Micronutrientes (B, Cl, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Se, Si e Zn)	Teor total	Facultativo teor sol água ou solução em CNA + água ou solução em ácido cítrico a 2% relação 1:100.

Nota: Produtos sólidos - indicar a massa de nutrientes por massa de produto. Produtos fluídos - indicar a massa de nutrientes por massa de produto e massa por volume expressa em g/L. Outros extratores indicados pela pesquisa científica podem ser aprovados para produtos convencionais ou produtos novos registrados no MAPA e são contemplados no anexo I da IN n 39/2018 (Brasil, 2018).

Tabela 12. Solubilidade dos nutrientes dos fertilizantes orgânicos e biofertilizantes para aplicação via foliar e via hidroponia.

Nutriente	Garantia	Observação
Todos os nutrientes	Teor solúvel em água	"Produto novo" teor total

Nota: Ver enquadramento como produto novo nas considerações finais (item 8.2).

Condicionadores de solo

Diferentemente dos fertilizantes orgânicos, o regramento dos condicionadores de solo apresenta seis classes, de acordo com as matérias-primas componentes.

Classificação dos condicionadores de solo

Classe "A" - Produto que em sua fabricação utiliza matéria-prima de origem vegetal, animal ou de processamentos da agroindústria, onde não sejam utilizados no processo o sódio (Na^+), metais pesados, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos;

Classe "B" - Produto que em sua fabricação utiliza matéria-prima oriunda de processamento da atividade industrial ou da agroindústria onde o sódio (Na^+), metais pesados, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos são utilizados no processo;

Classe "C" - Produto que em sua fabricação utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda de lixo domiciliar, resultando em produto de utilização segura na agricultura;

Classe "D" - Produto que em sua fabricação utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda do tratamento de despejos sanitários, resultando em produto de utilização segura na agricultura;

Classe "E" - Produto que em sua fabricação utiliza exclusivamente matéria-prima de origem mineral ou química;

Classe "F" - Produto que em sua fabricação utiliza em qualquer proporção a mistura de matérias-primas dos produtos das Classes "A" e "E".

Especificação dos condicionadores de solo

Os condicionadores de solo destinados à melhoria das propriedades físicas ou físico-químicas do solo deverão apresentar as garantias mínimas conforme Tabela 13. Os produtos destinados à melhoria da atividade biológica do solo não possuem parâmetros mínimos de garantias, sendo que suas propriedades biológicas deverão ser declaradas pelo fabricante ou importador de acordo com os relatórios técnicos constantes no processo de registro do produto, desde que possam ser medidas quantitativamente.

Tabela 13. Teores mínimos para os condicionadores de solo.

Garantia	Teor mínimo
Capacidade de retenção de água (CRA)	60%
Capacidade de troca catiônica (CTC)	200 $mmol_c\ kg^{-1}$
Carbono orgânico e relação C/N	*

Nota: *Para declarar essas garantias deve seguir os teores mínimos estabelecidos para os fertilizantes orgânicos ou organominerais.

Substratos para plantas

De forma semelhante aos condicionadores de solo, os substratos para plantas são classificados quanto à origem e tipo de matérias-primas utilizadas na sua fabricação.

Classificação dos substratos para plantas

Classe "A" - Produto que utiliza, em sua produção, matéria-prima de origem vegetal, animal ou de processamentos da agroindústria isentos de despejos sanitários, onde não sejam utilizados no processo metais pesados tóxicos, elementos ou compostos potencialmente tóxicos, resultando em produto de utilização segura na agricultura;

Classe "B" - Produto que utiliza, em sua produção, matéria-prima oriunda de processamento da atividade industrial ou da agroindústria isentos de despejos sanitários, onde metais pesados tóxicos, elementos ou compostos potencialmente tóxicos são utilizados no processo, resultando em produto de utilização segura na agricultura;

Classe "C" - Produto que utiliza, em sua produção, qualquer quantidade de matéria-prima oriunda de lixo domiciliar isentos de despejos sanitários ou materiais potencialmente tóxicos, resultando em produto de utilização segura na agricultura;

Classe "D" - Produto que utiliza, em sua produção, qualquer quantidade de matéria-prima oriunda do tratamento de despejos sanitários e industriais, resultando em produto de utilização segura na agricultura;

Classe "E" - Produto que utiliza, em sua produção, exclusivamente matéria-prima de origem mineral ou sintética, resultando em produto de utilização segura na agricultura;

Classe "F" - Produto que utiliza, em sua produção, em qualquer proporção, a mistura de matérias-primas oriundas dos produtos das Classes "A" e "E".

Especificação dos substratos para plantas

Os substratos para plantas devem apresentar as garantias conforme a Tabela 14.

Tabela 14. Parâmetros e unidades de expressão dos substratos para plantas.

Garantias	Unidade de medida	Observações
Condutividade elétrica (CE) máxima	$mS\ cm^{-1}$	
Densidade	$kg\ m^{-3}$	Em base seca
pH em água	Valor absoluto	
Umidade máxima	%	Em peso/peso
Capacidade de retenção de água - CRA	%	Em peso/peso
*Capacidade de troca catiônica - CTC	$mmol_c\ dm^{-3}$ ou $mmol_c\ kg^{-1}$	*Facultativo

Na fabricação de substrato para plantas, deve ser observada a compatibilidade das matérias-primas componentes. As matérias-primas não devem conferir características indesejáveis ao produto, sejam estas físicas, químicas ou biológicas, de modo que prejudiquem sua qualidade a ponto de comprometer os fins a que se destinam. As matérias-primas não devem apresentar contaminação por agentes fitotóxicos, agentes patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas, além dos limites estabelecidos em lei, regulamentos ou atos administrativos próprios.

Os substratos para plantas das Classes “C” e “D” somente poderão ser comercializados para consumidores finais mediante recomendação técnica firmada por profissional habilitado, respeitada a área de competência. A recomendação pode ser impressa na embalagem, rótulo, folheto ou outro documento que o acompanhe, desde que conste a identificação do responsável técnico e seu registro no conselho de classe. Os estabelecimentos que produzam os substratos dessas classes devem manter o controle da destinação desses produtos pelo prazo mínimo de cinco anos. Fica vedada a utilização de serragem ou maravalha contaminadas com resíduos de produtos químicos para tratamento de madeira como matéria-prima para produção dos substratos para plantas.

Controle de Qualidade

Independentemente do controle e da fiscalização do poder público, os estabelecimentos produtores, os estabelecimentos importadores e comerciantes deverão dispor de procedimentos escritos e mecanismos de controles e registros que assegurem a qualidade dos produtos e dos processos de fabricação dos

produtos, para garantir a produção, a importação e a comercialização de fertilizantes, inoculantes, corretivos, biofertilizantes, remineralizadores e substratos para plantas com qualidade e seguros para a finalidade de uso proposto, conforme requisitos estabelecidos em atos administrativos do MAPA.

A realização das análises de rotina para o controle de qualidade pode ser feita por laboratório próprio ou de terceiros, desde que cadastrados no MAPA para esse fim. No caso de contratação de serviços, permanece a responsabilidade da empresa pela qualidade das matérias-primas e dos seus produtos, devendo ser mantido na unidade industrial um relatório ou planilha demonstrativa de execução das análises.

Em relação ao monitoramento de contaminantes, a IN nº 27/2006 (Brasil, 2006a) estabelece limites de agentes fitotóxicos, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas admitidos nos fertilizantes, corretivos, condicionadores de solo e substratos para plantas. Os limites são diferenciados por grupos de insumos: fertilizantes minerais, corretivos, substrato para plantas e fertilizantes orgânicos conforme Tabelas 15 e 16. As empresas produtoras ou importadoras devem manter controle periódico das matérias-primas e dos produtos, no que se refere aos contaminantes previstos na norma e estabelece que as tolerâncias para os resultados analíticos sejam limitadas a 30% dos valores definidos na norma.

Tabela 15. Limites máximos de contaminantes admitidos em fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo.

Contaminante	Valor máximo admitido
Arsênio (mg kg^{-1})	20
Cádmio (mg kg^{-1})	3
Chumbo (mg kg^{-1})	150
Cromo hexavalente (mg kg^{-1})	2
Mercúrio (mg kg^{-1})	1
Níquel (mg kg^{-1})	70
Selênio (mg kg^{-1})	80
Coliformes termotolerantes - número mais provável por grama de matéria seca (NMP g^{-1} de MS)	1.000
Ovos viáveis de helmintos - número por quatro gramas de sólidos totais (nº em 4 g ST)	1
Salmonella spp.	Ausência em 10 g de matéria seca
Materiais inertes: vidros, plásticos, metais > 2 mm	0,5% na massa seca
Materiais inertes: pedras > 5 mm	5,0% na massa seca

Nota: Para os fertilizantes organominerais, o valor máximo admitido para cada contaminante será obtido pela soma dos valores desta Tabela com os valores referentes às garantias dos nutrientes minerais, calculados pelo Anexo I ou II da IN nº 27/2006 (Brasil, 2006a). Os condicionadores que utilizam em sua fabricação exclusivamente matéria-prima de origem mineral ou química ficam dispensados de atender os limites dos contaminantes: coliformes termotolerantes, ovos viáveis de helmintos e Salmonella sp.

Tabela 16. Limites máximos de contaminantes admitidos em substrato para plantas.

Contaminante	Valor máximo admitido
Sementes ou qualquer material de propagação de ervas daninhas	0,5 planta por litro, avaliado em teste de germinação
As espécies fitopatogênicas dos fungos do gênero *Fusarium, Phytophtora, Rhizoctonia e Sclerotinia*	Ausência
Arsênio (mg kg^{-1})	20
Cádmio (mg kg^{-1})	8
Chumbo (mg kg^{-1})	300
Cromo (mg kg^{-1})	500
Mercúrio (mg kg^{-1})	2,5
Níquel (mg kg^{-1})	175
Selênio (mg kg^{-1})	80
Coliformes termotolerantes - número mais provável por grama de matéria seca (NMP g^{-1} de MS)	1.000
Ovos viáveis de helmintos - número por quatro gramas de sólidos totais (nº em 4 g ST)	1
Salmonella spp.	Ausência em 10 g de matéria seca

Nota: Para os substratos para plantas que utilizam em sua produção, exclusivamente matéria-prima de origem mineral ou sintética ficam dispensados de atender os limites dos contaminantes: coliformes termotolerantes, ovos viáveis de helmintos e *Salmonella* spp.

Disposições gerais

Produto importado

Os produtos importados, quando destinados exclusivamente à comercialização, poderão ser registrados por estabelecimento importador registrado no MAPA e embasados em certificado de análise, certificado de registro ou certificado de livre comércio e consumo corrente, emitidos por órgão competente do país de origem, desde que atendidas as exigências técnicas relativas às especificações e garantias vigentes no Brasil.

Os produtos importados destinados exclusivamente à pesquisa e experimentação são dispensados de registro. A autorização para sua importação será concedida pelo serviço de fiscalização da Superintendência Federal de Agricultura do MAPA na unidade da federação em que se localiza a sede do estabelecimento interessado, com base em projeto de pesquisa elaborado por instituição de pesquisa brasileira oficial ou credenciada.

Produto novo

Todo produto novo, nacional ou importado, que não conte com antecedentes de uso no País, em qualquer um de seus aspectos técnicos, somente terá o seu registro concedido após relatório técnico-científico conclusivo, emitido por órgão brasileiro de pesquisa oficial ou credenciado, que ateste a viabilidade e eficiência de seu uso agrícola, sendo que os trabalhos de pesquisa com o

produto, quando necessários, não deverão estender-se por um prazo maior que três safras agrícolas, salvo quando condições técnicas supervenientes exigirem a sua prorrogação.

O trabalho de pesquisa com o produto deverá atender às exigências e requisitos estabelecidos nos protocolos de pesquisa para avaliação da viabilidade e eficiência agronômica do produto, previstos em ato normativo próprio do MAPA. Verificado o atendimento do estabelecido no protocolo será concedido registro temporário de produto, com validade de dois anos. O requerente deverá, no prazo de dois anos, apresentar comprovante de publicação do relatório técnico-científico conclusivo em revista científica com classificação Qualis/ Capes na área de ciências agrárias com estrato mínimo B2 para concessão do registro definitivo do produto.

Nos casos em que houver pelo menos três recusas justificadas por revistas diferentes, desde que as recusas não se refiram a problemas na condução do trabalho de pesquisa que comprometam em definitivo seus resultados e conclusões, este poderá, após avaliação do serviço de fiscalização, ser submetido a comitê consultivo composto por pesquisadores da área, oficialmente constituído, para análise e emissão de parecer a respeito da concessão definitiva do registro do produto.

Quando a avaliação do serviço de fiscalização indicar a necessidade de submeter o trabalho de pesquisa ao comitê consultivo de pesquisadores da área, o processo deverá ser encaminhado ao órgão central de fiscalização para fins de nomeação dos pesquisadores participantes do referido comitê, por meio de portaria a ser publicada no Boletim de Pessoal do MAPA.

Materiais secundários

Para a comercialização de determinado material secundário, é necessária autorização do MAPA, sendo que, quando o material secundário se prestar ao uso direto na agricultura e sua comercialização for feita diretamente para o agricultor, o pedido de autorização deverá vir acompanhado das seguintes informações e documentos: descrição do processo de obtenção, composição e caracterização química e física; laudo analítico do material em termos de componentes de garantia; laudo analítico com os teores de metais pesados tóxicos e outros contaminantes, exigidos em ato normativo próprio do MAPA; viabilidade ambiental de seu uso, mediante apresentação de documentos expedidos por órgão competente de meio ambiente; relatório de pesquisa ou parecer técnico expedido por instituição oficial ou credenciada de pesquisa que ateste a viabilidade de seu uso agrícola.

Produtos usuais dispensados de registro

Os produtos de uso comum, como estercos e camas de animais, tortas vegetais, farelos, húmus de minhoca, gerados e processados naturalmente, sem o uso de aditivos ou de outros componentes químicos por produtores rurais, quando utilizados para uso próprio em suas propriedades agrícolas ou quando comercializados diretamente com o consumidor final, sem prejuízo do disposto em legislações específicas quanto às exigências relativas à adequação do uso e à aplicação segura, são dispensados de registro no MAPA.

Os referidos materiais deverão ser comercializados com os nomes usuais e não deverão oferecer garantias nem conter ingredientes prejudiciais à saúde animal e humana. As varreduras e os produtos que não atendam às especificações e garantias mínimas exigidas, quando documentalmente identificados, poderão ser processados para uso próprio ou preparados sob encomenda, exclusivamente para uso do consumidor final ou como matéria-prima para a fabricação de fertilizantes, ficando dispensados de registro, sendo expressamente proibida a sua revenda.

Rotulagem e propaganda

O Decreto n 4.954/2004 (Brasil, 2004) estabelece as informações mínimas e obrigatórias que deverão constar nos rótulos dos fertilizantes, inoculantes e corretivos agrícolas, de forma clara e legível, conforme Tabela 17. Na rotulagem e propaganda podem ser incluídos dados não estabelecidos como obrigatórios, desde que não dificultem a visibilidade e a compreensão dos dados obrigatórios, bem como não contenham denominação, símbolo, figura, desenho ou qualquer outra indicação de função ou característica que não seja relacionada aos fertilizantes, corretivos agrícolas, inoculantes ou biofertilizantes. Deve-se evitar comparações com outros produtos e afirmações de que o produto tem seu uso aconselhado ou recomendado por qualquer órgão governamental. Fica vedada a comercialização e propaganda de produto, qualquer que seja o meio de divulgação, que contenha indicação de uso diferente do constante no certificado de registro do produto, bem como informações susceptíveis de induzir o consumidor a erro ou confusão quanto à sua origem, natureza, composição, qualidade, aplicação e uso.

Tabela 17. Modelo esquemático de informações obrigatórias do rótulo de fertilizantes, biofertilizantes, condicionadores de solo ou substratos para plantas.

Classificação: FERTILIZANTE ORGÂNICO COMPOSTO	Marca comercial: FERTIL XYZ	Dados do estabelecimento produtor: Nome Empresarial, Endereço e CNPJ
Expressão: "Indústria Brasileira ou "Produto Importado"	Peso ou volume: Kg ou L	Data de Fabricação Prazo de validade e nº do lote
Nº Registro estabelecimento produtor (UF+7 dígitos) RS001234.0	Nº registro produto (UF+13 dígitos) RS001234.0012345	Garantias e composição Uso de carga ou aditivo
Informações de armazenamento	Limitações de uso	Instruções de uso ou transporte

Os produtos poderão ser entregues pelo estabelecimento produtor ou importador, a granel, diretamente a outro estabelecimento produtor ou ao consumidor final. No caso de venda de produto a granel diretamente ao consumidor final, a responsabilidade por esse produto é do estabelecimento que o comercializou, até a conclusão da transferência de sua posse. Para os produtos comercializados a granel, as informações exigidas no rótulo devem constar na nota fiscal ou documento auxiliar da nota fiscal.

Restrição de uso

Para os fertilizantes orgânicos Classe "A" e outros produtos que contenham, como matéria-prima, qualquer quantidade de resíduos de origem animal como camas e estercos de aves ou de suínos deverá constar na embalagem, quando acondicionado, ou na nota fiscal ou folheto, quando comercializado a granel, as informações sobre restrições de uso da Tabela 18.

Tabela 18. Informações de restrições de uso obrigatórias em embalagens.

"Uso permitido em pastagens e capineiras apenas com incorporação ao solo".	"No caso de pastagens, permitir o pastoreio somente após 40 dias depois da incorporação do fertilizante ao solo"	"Uso proibido na alimentação de ruminantes, armazenar em local protegido do acesso desses animais"

Nota: Para produtos que contenham resíduos de origem animal

Informações da nota fiscal

A nota fiscal de fertilizantes, corretivos, inoculantes, biofertilizantes, remineralizadores e substratos para plantas deverá mencionar o número de registro do estabelecimento produtor, comercial, exportador ou importador e o número de registro do produto, as suas garantias e, conforme o caso, a composição e o número do lote. Informações ilustradas na Tabela 19.

Tabela 19. Informações obrigatórias para constar na nota fiscal de fertilizantes, biofertilizantes, condicionadores de solo ou substratos para plantas.

Nº Registro estabelecimento produtor (UF+7 dígitos) RS001234.0	Nº registro produto (UF+13 dígitos) RS001234.0012345	Garantias Composição e Nº do lote

Metodologias de análise

Os Laboratórios Federais de Defesa Agropecuária (LFDA) são os laboratórios oficiais do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Estão vinculados à Secretaria de Defesa Agropecuária, por meio da Coordenação-Geral de Laboratórios Agropecuários – CGAL/DTEC/SDA. Atuam como autoridade nos diversos assuntos laboratoriais pertinentes à defesa agropecuária federal. Os Laboratórios Federais de Defesa Agropecuária seguem as metodologias oficiais ou reconhecidas para análise dos produtos referidos neste capítulo, para realização de ensaios em amostras dos programas e controles oficiais do MAPA.

As normas específicas, referidas abaixo e referenciadas ao final do capítulo, podem ser consultadas nas publicações do *Diário Oficial da União*, em imprensa nacional, ou no site do MAPA, *links* indicados abaixo, dando-se preferência para o meio digital, pois pode haver atualizações.

Imprensa Nacional - https://www.gov.br/imprensanacional/pt-br

MAPA Legislação da área de fertilizantes - https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacoes

Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos - https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/manual-de-metodos_2017_isbn-978-85-7991-109-5.pdf (Brasil, 2017)

Substratos para plantas e condicionadores de solo – IN n 17/2007 - https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-17-de-21-05-2007-aprova-metodo-substrato.pdf (Brasil, 2007a).

Metais pesados tóxicos em fertilizantes, corretivos agrícolas, condicionadores de solo e substrato para plantas – IN n 24/2007 - https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-24-de-20-06-2007-metodos-met-pesados-em-fert-corret-cond-solo-e-substratos.pdf (Brasil, 2007bc).

Agentes patogênicos a plantas em substratos – IN n 28/2009 - https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-28-de-25-09-2009-metodologias-de-analise-contaminantes-em-substratos.pdf (Brasil, 2009).

Considerações finais

A fiscalização de insumos agrícolas do MAPA regulamenta, registra e fiscaliza os produtos quanto às características químicas e físicas registradas ou declaradas pelo fabricante. Análises laboratoriais são efetuadas somente em coletas oficiais efetuadas em ação fiscal. Trabalhos de eficiência agronômica ou relatórios de pesquisa são exigidos somente nos casos previstos em norma ou quando os produtos não atendem aos parâmetros mínimos para registro. A rotulagem ou propaganda desses produtos não passam por avaliação prévia do MAPA, mas estão sujeitos à fiscalização.

A legislação está em constante atualização, sobretudo as INs, que estabelecem os parâmetros para as diferentes categorias de produtos. Faz-se importante o apoio da pesquisa científica e da extensão rural para contribuir em grupos de trabalho e audiências públicas de revisões normativas.

Referências

BRASIL. Portaria SEFIS nº 01, 04 mar.1983. Aprova as normas, em anexo, sobre especificações, garantias, tolerâncias e procedimentos para coleta de amostras de produtos, e os modelos oficiais a serem utilizados pela inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, estimulantes ou biofertilizantes, destinados à agricultura. **Diário Oficial da União**, Brasília, p. 23489, 09 mar. 1.983. Seção 1, 1983.

BRASIL. Lei nº 6.894, 16 dez. 1980. Dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, estimulantes ou biofertilizantes, destinados à agricultura, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, p. 25289, 17 dez.1980. Seção 1, 1980.

BRASIL. Decreto nº 4.954, 14 jan. 2004. Aprova o Regulamento da Lei nº 6.894, de 16 de dezembro de 1980, que dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes ou biofertilizantes destinados à agricultura, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, p. 2, 15 jan. 2004. Seção 1, 2004.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 27, 5 jun. 2006. Estabelece nos Anexos I, II, III, IV e V os limites no que se refere às concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas. **Diário Oficial da União**, Brasília, p. 15, 9 jun. 2006. Seção 1, 2006a.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 35, 4 jul. 2006. Aprova as normas sobre especificações e garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos corretivos de acidez, de alcalinidade e de sodicidade e dos condicionadores de solo, destinados à agricultura, na forma do Anexo a esta Instrução Normativa. **Diário Oficial da União**, Brasília, 12 jul. 2006. Seção 1, 2006b.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 17, 21 mai. 2007. Aprova os Métodos Analíticos Oficiais para Análise de Substratos e Condicionadores de Solos. **Diário Oficial da União**, Brasília, 24 mai. 2007. Seção 1, 2007a.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 24, 20 jun. 2007. Reconhece os métodos analíticos para determinação de metais pesados tóxicos em fertilizantes, corretivos agrícolas, condicionadores de solo e substratos para plantas. **Diário Oficial da União**, Brasília, 21 jun. 2007. Seção 1, 2007b.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa n 28, 27 jul. 2007. Aprova os métodos analíticos oficiais para fertilizantes minerais, orgânicos, organo-minerais e corretivos, disponíveis na Coordenação-Geral de Apoio Laboratorial - CGAL/SDA/MAPA, na Biblioteca Nacional de Agricultura – BINAGRI e no sítio do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Diário Oficial da União**, Brasília, p. 11, 31 jul. 2007. Seção 1, 2007c.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 28, 25 set. 2009. Estabelecer os métodos analíticos oficiais para determinação dos agentes patogênicos a plantas em substratos, descritos no Anexo IV da Instrução Normativa SDA nº 27, de 5 de junho de 2006. **Diário Oficial da União**, Brasília, 24 mai. 2007. Seção 1, 2009.

BRASIL. Decreto n. 8.384, 29 dez. 2014. Altera o Anexo ao Decreto nº 4.954, de 14 de janeiro de 2004, que aprova o Regulamento da Lei nº 6.894, de 16 de dezembro de 1980, que dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes ou biofertilizantes destinados à agricultura. **Diário Oficial da União**, Brasília, 30 dez. 2014. Seção 1, 2014.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 5, 10 mar. 2016. Ficam estabelecidas as regras sobre definições, classificação, especificações e garantias, tolerâncias, registro, embalagem, rotulagem e propaganda dos remineralizadores e substratos para plantas, destinados à agricultura. **Diário Oficial da União**, Brasília, 14 mar. 2016. Seção, 1, 2016.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Brasília: MAPA, 2017. 240 p. ISBN 978-85-7991-109-5, 2017

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 39, 8 ago. 2018. Ficam estabelecidas as regras sobre definições, classificação, especificações e garantias, tolerâncias, registro, embalagem, rotulagem e propaganda dos fertilizantes minerais. **Diário Oficial da União**, Brasília, 10 ago. 2018. Seção 1, 2018.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa n 61, 08 jul. 2020. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. **Diário Oficial da União**, Brasília, 15 jul. 2020. Seção 1, 2020.

RODELLA, A. A.; ALCARDE, J. C. Avaliação de materiais orgânicos empregados como fertilizantes. **Scientia Agricola**, v. 51, p. 556-562, 1994.

CAPÍTULO 16

Mercado de carbono: perspectivas global e nacional

Marco Antonio Fujihara

Introdução

A partir de 2021, o mercado de carbono ganhou novo impulso depois da COP 21, realizada em Paris, em 2015, e de iniciativas de diversos governos, notadamente da China, visando estruturar, criar a logística, protocolos e modos de mensurar as emissões de gases-estufa em diversas cadeias de produção de bens e serviços. O conceito de Net Zero [emissões líquidas de gases de efeito estufa (GEE) zero] era pouco discutido no país, mas, atualmente, ganha capilaridade no Brasil e em outras nações e materializa-se em planos de gestão ambiental, de modo voluntário, de diversas empresas, cidades e governos. O conceito Net Zero implica também em não adicionar novas emissões de GEE à atmosfera, segundo a Organização das Nações Unidas (ONU). Estima-se que o mercado de carbono (C) possa atingir, globalmente, o patamar de 45 - 50 bilhões de dólares até 2030, numa rede complexa de cooperação internacional e nacional de governos, cidades, empresas, ONGs, indústrias, entidades internacionais como a ONU. O mercado de C se materializa-se na compensação de C, que é medida em toneladas de dióxido de carbono equivalente (CO_2eq), e implica na redução da emissão de dióxido de carbono (CO_2) ou de outros gases de efeito estufa realizada com a finalidade de neutralizar as emissões ocorridas em outro local. Uma tonelada de compensação de C representa a neutralização da emissão de uma tonelada de CO_2 ou de seu equivalente em outros gases, tais como metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), perfluorocarbonos (PFCs), hidrofluorocarbonos (HFCs) e hexafluoreto de enxofre (SF6).

O maior mercado para compensações de carbono é o de *compliance*, no qual empresas, governos ou outras entidades compram compensações de C para cumprir as metas de emissão estabelecidas entre partes interessadas e/ou

compromissos públicos. Um exemplo seria o cumprimento de metas de emissão estabelecidas e ratificadas por grupos de países em acordos internacionais, ou ainda de alianças e arranjos comerciais entre entidades, como no âmbito do Regime de Comércio de Emissões da União Europeia. Em um nível menor e em regime voluntário, indivíduos, empresas ou governos compram compensações de C para mitigar suas próprias emissões de gases de efeito estufa oriundas de diferentes atividades, como transporte, indústrias, geração de eletricidade, produção de alimentos, enfim, das diversas cadeias de produção de bens e serviços. Nesse caso, por exemplo, um indivíduo pode compensar as emissões de gases de efeito estufa causadas por viagens aéreas pessoais. A compra da compensação de C pode ser direta, ou, ainda, por meio do desenvolvimento/apoio a projeto(s) para compensação de C. Os projetos para compensação de C podem ser de curto ou longo prazo, e isso tem impacto na sua precificação. Um tipo de projeto comum envolve geração de energia renovável, como parques eólicos, usinas fotovoltaicas, geração de energia a partir de biomassa, biodigestores para produção de biogás, notadamente de metano, dentre outros. Outros tipos de projetos abordam a questão da eficiência energética, como o uso de fornos mais eficientes, captura e eliminação de poluentes industriais ou de subprodutos agrícolas, queima/reaproveitamento de energia gerada pelo metano de aterros sanitários, lixões e projetos de aproveitamento de CO_2 e outros GEE gerados em diferentes parques fabris.

O Protocolo de Quioto sancionou compensações como forma de governos e empresas privadas negociarem créditos de carbono. Também estabeleceu o chamado Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), que valida e monitora projetos para garantir que eles produzam benefícios autênticos e certificados a partir da realização de atividades e processos que são genuinamente "adicionais", que, de outro modo, não teriam sido realizados. As organizações que não conseguem cumprir sua cota de emissões de gases-estufa podem compensar suas emissões comprando reduções de emissões certificadas aprovadas pela plataforma MDL.

As compensações podem ser alternativas de menor custo e convenientes na redução do consumo de combustíveis fósseis. No entanto, alguns críticos se opõem às compensações de C e questionam os benefícios de certos tipos de compensações. Recomenda-se que a *due diligence* (diligência prévia) auxilie as empresas na avaliação e identificação de compensações de "boa qualidade" para garantir que se alcance os benefícios ambientais adicionais desejados e evite riscos de reputação.

Definições importantes

Crédito de carbono

Crédito de carbono é um termo genérico para quaisquer certificados ou permissão negociável que represente o direito de emitir/sequestrar uma tonelada de CO_2 ou a quantidade equivalente de um gás de efeito estufa diferente (tCO_2eq). Tanto o crédito de C quanto o próprio mercado de C, são importantes para a redução das concentrações de gases de efeito estufa.

Pegada de carbono

O termo "pegada de carbono" é frequentemente usado na designação da quantidade de C, geralmente em toneladas de CO_2eq, que é emitida por uma atividade, indivíduo ou organização. A pegada de carbono é o cálculo das emissões de GEE ligadas à atividade humana no planeta, e inclui as emissões de GEE oriundas de serviços, atividades e o uso e descarte de produtos. Calcular a pegada de carbono é um modo de computar as emissões de GEE geradas por cada atividade humana, um conceito atual, pois mede a quantidade de CO_2eq de cada serviço, atividade e produto. É o primeiro passo para reduzir ou criar meios de compensar as emissões de GEE por indivíduos, empresas e governos.

Carbono neutro

O termo carbono neutro implica em reduzir e contrabalançar as emissões de GEEs por meio do mecanismo de compensação, que pode ser materializado por meio da compra de créditos de C, gerados por atividades e iniciativas que promovem a manutenção ou recuperação de florestas, recuperação de biomassas, captura e queima de gases, como o metano, adoção de práticas de manejo do solo e de áreas agrícolas mais conservacionistas e substituição de processos industriais e de produção de bens e serviços por outros menos poluentes. Poucas são as empresas que alcançaram a Certificação Clima Neutro, depois de se submeterem a um rigoroso processo de revisão e estabelecimento de metas de emissões de GEEs com alcance do impacto líquido absoluto. A Shaklee Corporation tornou-se a primeira empresa certificada pela Climate Neutral, em abril de 2000. A empresa adotou uma gama de ações e investimentos, além de mecanismos e processos de compensação de emissões de GEEs, que incluem plantio de árvores, uso de energia solar, captura de metano em minas abandonadas e ajustes em seus processos fabris.

Outro exemplo interessante é o da Salt Spring Coffee, que se tornou empresa carbono neutra a partir da redução de emissões de GEE por meio do menor uso de transporte com caminhões de longo alcance e uso de biodiesel em caminhões de entrega, que foram atualizados para equipamentos eficientes no

uso de energia. Além disso, outras emissões de GEEs foram compensadas com a compra de créditos de C. A empresa reivindica o primeiro café C neutro vendido no Canadá. Por essas ações, a Salt Spring Coffee foi reconhecida pela Fundação David Suzuki em seu relatório de 2010, intitulado *Doing Business in a New Climate*.

A neutralidade em C ou a pegada líquida de carbono zero refere-se a alcançar emissões líquidas de CO_2 zero, equilibrando as emissões de C com a remoção de C (muitas vezes por meio da compensação com créditos de C) ou simplesmente eliminando-se completamente as emissões de C (a transição para a "economia pós-carbono"). Ações nesse sentido incluem mudanças nos processos associados ao transporte, produção de energia, agricultura e processos industriais, ou seja, ações certificadas de redução ou de compensação das emissões de GEE em todas as cadeias de produção de bens e serviços do negócio. Alguns exemplos corporativos de iniciativas autoproclamadas de C neutro incluem Dell, Google, HSBC, ING Group, PepsiCo, Sky, Tesco, Toronto-Dominion Bank, Asos e Bank of Montreal.

Carbono negativo

O termo carbono negativo engloba a redução da pegada de C de um produto, processo, entidade ou parte interessada para abaixo da neutralidade, de modo que há um efeito líquido de remoção do CO_2 ou de CO_2eq da atmosfera.

Projeto de carbono

Um projeto de carbono refere-se a uma iniciativa comercial que recebe financiamento visando redução na emissão de GEE. Dois conceitos fundamentais para a existência de um projeto de redução de emissões são adicionalidade e linha de base. A adicionalidade significa que o projeto só avançou devido ao apoio financeiro extra proporcionado pela venda de créditos de C. Garantir que cada projeto seja adicional talvez seja parte de um efetivo mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL). Cada projeto de MDL não adicional que vende créditos sob o MDL permite que um país industrializado emita mais do que suas metas sem fazer com que as emissões equivalentes sejam reduzidas em um país em desenvolvimento. Há estimativas de que entre 20% e 70% de todos os projetos de MDL não são adicionais. Projetos de infraestrutura, nos quais as receitas de créditos de C compõem apenas uma fração pequena dos lucros, são particularmente improváveis de serem adicionais. A linha de base é a determinação das emissões se o projeto não fosse implementado. O número de créditos de C que um projeto recebe é então calculado subtraindo as emissões do projeto das emissões da linha de base.

Sequestro de carbono

O sequestro de carbono é o processo pelo qual o CO_2 atmosférico é capturado por árvores, gramíneas e outras plantas, por meio da fotossíntese, e armazenado como C na biomassa (troncos, galhos, folhagens e raízes) e no solo. O sumidouro do sequestro de C em florestas e produtos de madeira ajuda a compensar as fontes de CO_2 para a atmosfera, como desmatamento, incêndios florestais e emissões de combustíveis fósseis. Práticas florestais sustentáveis podem aumentar a capacidade das florestas de sequestrar C atmosférico, ao mesmo tempo, aumentam a oferta de outros serviços ecossistêmicos, como a melhoria da qualidade do solo e o uso mais eficiente da água. A colheita e a regeneração de florestas também podem resultar em sequestro líquido de C por meio de transformação em produtos à base de madeira e novo crescimento florestal.

Aposentadoria ou cancelamento do crédito de carbono

Aposentar as compensações de carbono – na verdade, a retirada de uma compensação – significa que ela foi reivindicada em relação à pegada de C de um indivíduo ou organização e foi retirada de circulação para garantir que só possa ser reivindicada uma vez.

No primeiro passo do ciclo de vida de uma compensação de carbono, o "desenvolvedor de projeto" trabalha o "proprietário de projeto" para desenvolver um projeto de compensação de C. Eles devem trazer cientistas/consultores para verificar seus planos e enviar um documento de descrição do projeto (DDP) para "registro" (por exemplo, Verified Carbon Standard). O “registro” analisa o projeto para ver se ele atende a determinados critérios (por exemplo, se é adicional ou permanente). A seguir, o desenvolvedor do projeto faz seu encaminhamento, por exemplo: planta árvores, alimenta as vacas com um suplemento de redução de metano ou altera um aterro para capturar o metano. Normalmente, um terceiro independente vai a campo para verificar se as informações são legítimas. Assim, um ano após o início, o “registro” pode emitir compensações de C. Cada “registro” representa uma tonelada de CO_2eq sequestrado ou impedido de ser emitido, em primeiro lugar. Cada deslocamento tem um número de série exclusivo e é rastreado em um banco de dados público. Uma vez emitido, pode ser comprado/vendido como qualquer outra mercadoria. Finalmente, quando qualquer um dos projetos (uma família ou uma empresa) deseja reivindicar essas compensações em relação às suas pegadas de C, se “aposentam" as compensações em seu nome. Isso significa que eles são retirados de circulação e não podem ser comprados/vendidos por mais ninguém. Além disso, os créditos de C serão aposentados (retirados do

mercado) usando um sistema de registro que disponibiliza informações sobre todas as compensações pela internet. Logo, qualquer pessoa poderá ter acesso à informação de que os créditos foram aposentados.

Imposto sobre o carbono

Imposto sobre o carbono é uma taxa imposta à queima de combustíveis à base de matriz fóssil, como carvão, petróleo e gás. Pode representar ferramenta para reduzir e, eventualmente, eliminar o uso de combustíveis fósseis numa economia. Alguns países possuem políticas de tributação sobre o C oriundo de atividades não conservacionistas, como: Reino Unido, Irlanda, Austrália, Chile, Suécia, Finlândia e Nova Zelândia.

Preço do carbono

O preço do carbono é um instrumento que captura os custos externos das emissões de GEE (os custos das emissões que o público paga, como danos agrícolas, custos com a saúde por ondas de calor e/ou secas e perda de propriedade por inundações e aumento do nível do mar) e os vincula às suas fontes por meio de um preço, geralmente sobre o CO_2 emitido. O preço sobre o C ajuda a transferir a carga para os danos das emissões de GEE de volta para aqueles que são responsáveis por ele e que podem evitá-lo. Em vez de ditar quem deve reduzir as emissões, onde e como, o preço de C fornece um sinal econômico aos emissores e permite que eles decidam transformar suas atividades e reduzir suas emissões, ou continuar emitindo e pagando por suas emissões.

Colocar um preço adequado sobre as emissões de GEE é de fundamental relevância para internalizar o custo externo das mudanças climáticas na mais ampla gama possível de tomada de decisões econômicas e na definição de incentivos econômicos para o desenvolvimento limpo. Pode ajudar a mobilizar os investimentos financeiros necessários para estimular a tecnologia limpa e a inovação de mercado, alimentando novos impulsionadores do crescimento econômico de baixo C.

Há uma tendência de caminho para o consenso entre governos e empresas sobre o papel fundamental da precificação do C na transição para uma economia descarbonizada. As empresas usam preços internos de C para avaliar o impacto dos preços obrigatórios do C em suas operações e como uma ferramenta para identificar potenciais riscos climáticos e oportunidades de receita. Finalmente, os investidores de longo prazo usam os preços do C para analisar o impacto potencial das políticas de mudança climática em suas carteiras de investimentos, permitindo que eles reavaliem estratégias de investimento e reloquem o capital para atividades de baixo C ou clima-resilientes.

Preços internos de carbono

A precificação interna de carbono permite que as empresas avaliem as implicações financeiras de suas emissões de C e incentivem o aumento da eficiência energética. Os principais benefícios de instituir uma carga interna de C podem incluir: a preparação das organizações para regulamentação futura em C, impostos e leis ambientais; a conquista de vantagens competitivas na economia de baixo C que se avizinha; redução das emissões de GEE quando o preço do C é definido adequadamente; o direcionando de investimentos para práticas e tecnologias eficientes; o incentivo a oportunidades de pesquisa e desenvolvimento de longo prazo para a viabilização de inovações econômicas e verdes; a atração de investidores e *stakeholders* ambientalmente conscientes; os posicionamentos das organizações como socialmente responsáveis; e a contribuição para os lucros e retornos de longo prazo, liderando no meio ambiente e questões sociais.

Partnership for market readiness (PRM)

A Partnership for Market Readiness (PMR) é uma parceria de países desenvolvidos e em desenvolvimento administrada pelo Banco Mundial, estabelecida para usar instrumentos de mercado para ampliar os esforços de mitigação predominantemente em países de renda média. O trabalho de países da PMR tem como foco as atividades de prontidão detalhadas nas Propostas de Prontidão de Mercado (MRP) dos países. Usando uma abordagem de bloco de construção, os países apresentam seus contextos de política de mitigação existentes, identificam componentes de prontidão para projetar ou fortalecer, atingir setores-alvo e, se for o caso, selecionar instrumentos de mercado para pilotar.

Dois programas de trabalho se destacam no PRM. O primeiro é o programa de trabalho técnico, o qual promove as melhores práticas e facilita os esforços para estabelecer padrões e abordagens comuns para a mitigação de GEE. Com base na experiência do país, especialistas globais do setor e recursos internos, o PMR gera produtos de conhecimento e trocas de conhecimento sobre diversos elementos técnicos relacionados à precificação do C. O segundo é o programa de trabalho político, que oferece aos países um suporte direcionado e aprofundado para modelar os custos e benefícios das opções políticas, analisar interações entre políticas e integrar essa análise em planos e estratégias de desenvolvimento de baixo C. Também fornece ferramentas para ajudar os países a determinar cenários de mitigação pós-2020 e construir NDCs (contribuição determinada nacionalmente pretendida).

Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL)

O MDL permite que projetos de redução de emissões de GEE nos países em desenvolvimento ganhem créditos certificados de redução de emissões (CER), cada um equivalente a uma tonelada de CO_2. Esses certificados de redução de emissões podem ser negociados e vendidos, além de usados por países industrializados para cumprir uma parte de suas metas de redução de emissões sob a luz do Protocolo de Quioto. O mecanismo estimula o desenvolvimento sustentável e a redução das emissões, dando aos países industrializados alguma flexibilidade na forma como cumprem suas metas de redução das emissões.

Padrão ouro – Gold Standard (padrão de compensação de carbono)

A Gold Standard foi criada em 2003 pela WWF e outras ONGs internacionais para garantir que os projetos que reduziram as emissões de C apresentaram os mais altos níveis de integridade ambiental e contribuíram para o desenvolvimento sustentável. Com o Acordo de Paris sobre o clima e os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), foram lançados padrões para boas práticas que consideram pressões e intervenções no clima, bem como aspectos sociais, ambientais e econômicos para o desenvolvimento dos países. A Gold Standard foi fundada no princípio de que a ação climática não pode ser unidimensional. Os projetos climáticos devem fornecer benefícios significativos para o desenvolvimento sustentável, além da redução de emissões. O sucesso dessa abordagem influenciou tanto o MDL da ONU, quanto outros padrões voluntários para elevar o nível e incluir o desenvolvimento sustentável nos projetos climáticos. No total, a Gold Standard emitiu 110 milhões de créditos de C de projetos baseados em mais de 60 países ao redor do mundo.

Mercados de carbono

Os mercados de carbono visam reduzir as emissões de GEE de forma econômica, estabelecendo limites às emissões e permitindo o comércio de unidades de emissão, que são instrumentos que representam a redução de emissões. A negociação permite que entidades capazes de reduzir suas emissões a um custo menor sejam pagas para fazê-lo por emissores de maior custo, diminuindo, assim, o custo econômico da redução das emissões. Ao colocar preço nas emissões de C, mecanismos de mercado de C, bem como outros mecanismos de precificação de C, como impostos, ajudam a internalizar os custos ambientais e sociais da questão climática, encorajando investidores e consumidores a escolher caminhos de menor emissão de carbono.

Existem duas categorias principais de mercados de carbono: Sistemas de Comércio de Emissões (ETSs) e as Contribuições Nacionalmente

Determinadas (um regime voluntário definido no Acordo de Paris, artigo 6.2). Neste último, a cooperação voluntária na implementação das Contribuições Nacionalmente Determinadas (NDCs) dos países permite ações de mitigação mais ambiciosas. Os países poderão usar os Internationally Transfer Mitigation Outcomes (ItMOs) (em tradução livre, resultados de mitigação transferidos internacionalmente) para seus NDCs de forma voluntária. Essa entrada se concentrará nas modalidades de trabalho e estabelecimento de ETSs.

Os esquemas de comércio de emissões, ou mercados de carbono, são ferramentas baseadas no mercado para limitar as emissões de GEE. Eles colocam um limite na quantidade que países ou empresas podem emitir e, no caso de ultrapassarem os limites estabelecidos, podem comprar créditos de C ou compensações de outros. O mercado global de C atingiu € 229 bilhões em 2020, com crescimento de 20% em relação a 2019 (https://digital.agrishow.com.br/colunistas/o-carbono-verde-no-brasil). O maior mercado de C do mundo, o Sistema de Comércio de Emissões (ETS) da UE, representa quase 80% do volume negociado. O preço médio das licenças de C vem aumentando anualmente, sendo a principal razão para o aumento dos preços um mecanismo que entrou em vigor em janeiro de 2021, projetado para reter uma quantidade significativa de licenças e restringir a oferta.

Contabilidade e certificação de redução de emissões de GEE

O Padrão de Verificação de Carbono ou Verified Carbon Standard (VCS) é um dos principais padrões para compensação voluntária de C. Esse padrão fornece um conjunto crível, mas simples, de critérios que fornecerão integridade ao mercado voluntário de C. O VCS garantirá que todas as reduções voluntárias de emissões baseadas em projetos que sejam verificadas independentemente para atender aos seus critérios – definidos como Unidades Voluntárias de Carbono (VCUs) – representem reduções reais, quantificáveis, adicionais e permanentes de emissões. Existem 10 critérios mínimos de limiar que o projeto de redução de emissões deve satisfazer para que suas reduções atendam à Norma de Carbono Verificada e sejam verificadas e registradas.

Garantia do credito de carbono

A "qualidade" de um crédito de compensação de C se refere ao nível de confiança que se pode ter de que o uso do crédito cumprirá esse princípio básico. Esse conceito, frequentemente referido como preservação da "integridade ambiental", parece simples, mas é desafiador garantir na prática. A qualidade tem dois componentes principais. Em primeiro lugar, um crédito de compensação de qualidade deve representar pelo menos uma tonelada métrica de reduções ou

remoções adicionais, permanentes e não reclamadas de emissões de CO_2. Em segundo lugar, um crédito compensado de qualidade deve vir de atividades que não contribuem significativamente para danos sociais ou ambientais.

Considerações finais

O mercado de crédito de carbono é uma alternativa para empresas que buscam compensar seus impactos em termos de emissões, com a ajuda de projetos que geram esses créditos.

O Brasil é, sem dúvida, uma das maiores apostas para o mercado de C, pois muitas dessas alternativas envolvem a substituição de combustíveis fósseis por energia limpa, de acordo com o Acordo de Paris na COP 21 assinado em 2015, por 195 nações. O Brasil tem a vantagem de ter, além de opções de combustível limpo, também florestas que removem o C da atmosfera. A maioria dos países não tem nenhum dos dois, daí o grande potencial do Brasil em gerar e comercializar créditos de C. O Brasil tem a chance de entrar intensamente nesse mercado oferecendo serviços ambientais, aprimorando os seus protocolos de produção de alimentos, forragem, biocombustíveis e celulose e papel.

Muito se discute sobre a natureza jurídica das Reduções Certificadas, mas poucas conclusões são alcançadas, dada a sua complexidade e a necessidade de criar segurança para os investidores interessados em tais negociações. A dificuldade se deve à sua natureza que oscila entre bens intangíveis de valor econômico e *commodities* ou títulos.

Quanto ao patrimônio intangível, é importante recorrer às definições balizadas por conceitos universais, caracterizando também tudo o que necessariamente representa algo de valor econômico e que está sujeito à apropriação legal pelo homem. Os bens e serviços intangíveis não têm sua materialidade física, ou seja, não estão sujeitos à percepção dos seres no plano material, por isso, eles não têm sua existência tangenciada. No entanto, eles continuam a ser de suma importância para o mundo jurídico, uma vez que implicam direitos, quer esteja ligado ao intelecto, relacionamento pessoal ou valor econômico, como os créditos de C. Um bem intangível pode ter um lastro físico a partir da catalogação e certificação de todos os processos e atividades que, de certo modo, conferem materialidade ao que não pode ser tangenciável.

O que precisa ser observado neste momento é que ativos tangíveis ou intangíveis são suscetíveis à compra e à venda, portanto, têm os preços modulados por regras do mercado e da escassez na oferta de produtos e serviços. Entretanto, ativos intangíveis não são adequados para essa forma de transação, mas sim para a atribuição, e não podem ser objetos de posse ou transferência adversa por tradição. Isso é facilmente compreendido pela relação necessária

que é feita na inconsistência física do bem, não há como fazer uma compra e venda se o seu objeto não tiver uma existência física ou palpável, sendo avesso à realidade factual. Sem mencionar o notório fato de que se trata de crédito ou o direito ao crédito que não é simplesmente negociado por meio da compra e venda.

Referências

ALLEN, M. R; FRAME, D. J.; HUNTINGFORD, C.; JONES, C. D.; LOWE, J. A.; MEINSHAUSEN, M.; MEINSHAUSEN, N. Warming caused by cumulative carbon emissions towards the trillionth tonne. **Nature**, v. 458, p. 1163-1166, 2009. DOI: https://doi.org/10.1038/nature08019.

BOASSON, E. L.; WETTESTAD, J. EU **Climate policy: industry, policy international and external environment**. Farnham: Ashgate.

BOYD, R.; TURNER, J. C.; WARD, B. Intended nationally determined contributions: What are the implications for greenhouse gas emission in 2030? Policy Paper, ESRC Centre for Climate Change Economics and Policy and Grantham Research Institute on Climate Change and the Environment.

BP. BP Statistical Review of World Energy June 2017. London: BP

CARSON, E.; KREILIS, J. Legal challenges to clean power plan create uncertainties for utilities. Policy Brief. Enerknol Research. https:// enerknol.com/wp-content/uploads/2015/11/EKR-EM-Clean-PowerPlan-Legal-Challenges-11-2-2015.pdf., 2015.

CRAMTON, P.; OCKENFELS, A.; STOFT, S. An international carbon-price commitment promotes co-operation. **Economics of Energy & Environmental Policy**, v. 4, p. 51-64, 2015. DOI: https://www.jstor.org/stable/26189380.

DELBEKE, J.; VIS, P. **EU Climate policy explained**. Londres: Routledge, 2015. p. 152.

ELGIE, S.; MCCLAY, J. BC's carbon tax shift is working well after four years (Attention Ottawa). **Canadian Public Policy**, v. 39 (Supplement 2), p. S1-S10, 2013.

ELLERMAN, D.; CONVERY, F. J.; DE PERTHUIS, C. **Pricing carbon**: The European Union emissions trading scheme. Cambridge: Cambridge University Press, 2010.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Regulatory impact analysis for the proposed carbon pollution guidelines for existing power plants and emission standards for modified and reconstructed power plants. Washington D.C.: EPA, 2014.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Carbon pollution emission guidelines for existing stationary sources: Electric utility generating units; Final rule. **Federal Register**, v. 80, p. 64661-65120, 2015.

EUROPEAN COMMISSION. Proposal for a council directive introducing a tax on carbon dioxide emissions and energy. COM (92) 226 final, Brussels: European Commission, 1992.

FRANKFURT SCHOOL-UNEP Centre/BNEF. Global trends in renewable energy investment 2018, UNEP and BNEF, 2018.

GOULDER, L. H.; SCHEIN, A. R. Carbon taxes versus cap and trade: a critical review. **Climate Change Economics**, v. 4, p.1350010, 2013. DOI: https://doi.org/10.1142/S2010007813500103.

GRUBB, M.; NEWBERY, D. Pricing carbon for electricity generation: national and international dimensions. In: GRUB, M.; JAMASB, T.; POLLITT, M. (ed). **Delivering a low carbon electricity system.** Cambridge: Cambridge University Press, p. 278-332, 2008.

HOPE, C.; NEWBERY, D. Calculating the social cost of carbon. In: GRUBB, M.; JAMASB, T.; POLLITT, M. (ed.), **Delivering a Low Carbon Electricity System**. Cambridge: Cambridge University Press, p. 31-63, 2008.

IEA. World Energy Outlook 2015. Paris: OECD, 2015.

IEA. Key World Energy Statistics. Paris: OECD, 2017a.

IEA. World Energy Outlook 2017. Paris: OECD, 2017b.

IPCC - Intergovernamental Panel on Climate Change. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R. K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. Summary for Policy Makers, Geneva: IPCC King D, Browne J, Layard R, O'Donnell G, Rees M, Stern N, Turner A (undated). A global Apollo Programme to combat climate change. London: LSE Centre for Economic Performance, 2014.

MEINSHAUSEN, M.; MEINSHAUSEN, N.; HARE, W.; RAPER, S. C. B.; FRIELER, K.; KNUTTI, R.; FRAME, D. J.; ALLEN, M. R. Greenhouse-gas emission targets for limiting global warming to 2 degrees C. **Nature**, v. 458, p. 1158-1162, 2009. DOI: https://doi.org/10.1038/nature08017.

NEUHOFF, K.; ISMER, R. Border tax adjustment: A feasible way to support stringent emission trading. **European Journal of Law and Economics**, v. 24, p. 137-164, 2007.

OLIVIER, J. G. J.; SCHURE, K. M.; PETERS, J. A. H. W. Trends in global CO2 and total greenhouse gas emissions: 2017 Report. PBL Netherlands Environmental, 2017.

PALMER, K. **Climate regulation in the United States**. IAEE New York, 2014.

POLLITT, M. G. A global carbon market? **Frontiers of Engineering Management**, v. 6, p. 5-18, 2019. DOI: https://doi.org/10.1007/s42524-019-0011-x.

ROBSON, A. Australia's carbon tax: an economic evaluation. **Journal of Economic Affairs,** v. 34, p. 35-45, 2014.

SCHMALENSEE, R.; STAVINS, R. Lessons learned from three decades of experience with Cap and Trade. **Review of Environmental Economics and Policy**, v. 11, p. 59-79, 2017.

SINN, H. W. Public policies against global warming. **International Tax and Public Finance**, v. 15, p. 360-394, 2008.

SMITH, S. Environmental and public finance aspects of the taxation of energy. **Oxford Review of Economic Policy**, v.14, p.64-83, 1998.

STERN, N. The economics of climate change. **American Economic Review**, v. 98, p. 1-37, 2008. DOI: https://doi.org/10.1257/aer.98.2.1.

STIGLITZ, J. Overcoming the Copenhagen failure with flexible commitments. **Economics of Energy & Environmental Policy**, v. 4, p. 29-36, 2015. DOI: http://dx.doi.Org/10.5547/2160-5890.4.2.jsti.

TUERK, A.; STERK, W.; HAITES, E.; MEHLING, M.; FLACHSLAND, C.; KIMURA, H.; BETZ, R.; JOTZO, F. **Linking Emissions Trading Systems**. Climate Strategies Synthesis Report. 65 p. 2009.

WEITZMAN, M. L. Prices vs. quantities. **The Review of Economic Studies**, v. 41, p. 477-491, 1974. DOI: https://doi.org/10.2307/2296698.

WEITZMAN, M. L. Internalizing the climate externality: Can a uniform price commitment help? **Economics of Energy & Environmental Policy,** v. 4, p. 37-50, 2015.

WORLD BANK. State and trends of carbon pricing. Washington DC: Ecofys, World Bank, 2014.

WORLD BANK. State and trends of carbon pricing. Washington DC: Ecofys, World Bank, 2015.

WORLD BANK. State and trends of carbon pricing. Washington DC: Ecofys, Vivid Economics, World Bank, 2016.

WORLD BANK. State and trends of carbon pricing. Washington DC: Ecofys, Vivid Economics, World Bank, 2017.

WORLD ECONOMIC FORUM AND BAIN CONSULTING. The Future of electricity: Attracting investment to build tomorrow's electricity sector. Geneva: World Economic Forum, 2015.

WORLD RESOURCES INSTITUTE. CAIT-Historical emissions data (Countries, U.S. States, UNFCCC). http://www.wri.org/resources/ data-sets/cait-historical-emissions-data-countries-us-states-unfccc, 2018.

Capítulo 17

Uso de lodo de esgoto na agricultura

Aline Peregrina Puga
Adriana Marlene Moreno Pires
Wagner Bettiol
Cristiano Alberto de Andrade

Introdução

A coleta e o tratamento dos esgotos são metas para o desenvolvimento social e econômico de um país, que também impacta positivamente na qualidade do ambiente. Políticas públicas para incentivo ou obrigatoriedade dessa ação têm sido implementadas no Brasil, apesar de somente 54% da população serem atendidas com a coleta dos esgotos e 49% das águas residuais serem tratadas (SNIS, 2021). Além do próprio desafio de avanço do sistema nacional de saneamento, há também o desafio relacionado à disposição final do lodo gerado no processo de tratamento dos esgotos, material normalmente chamado de lodo de esgoto ou biossólido. Esse resíduo é de constituição predominantemente orgânica, com teores variáveis de nutrientes e de elementos potencialmente tóxicos (Bettiol; Camargo, 2005).

Um ponto crítico é que a geração do lodo, embora não seja expressiva em termos de volume produzido, até em função da baixa cobertura de coleta e tratamento dos esgotos no Brasil, ocorre de forma localizada, com forte impacto ambiental e econômico nos municípios, representando desafio de gestão.

As principais alternativas potenciais de aproveitamento ou disposição final do lodo de esgoto são: disposição em aterro sanitário (aterro exclusivo e co-disposição com resíduos sólidos urbanos); reuso industrial (produção de agregado leve, fabricação de tijolos e de cerâmica e produção de cimento); incineração (incineração exclusiva e co-incineração com resíduos sólidos urbanos); produção de biocarvão; conversão em óleo combustível; disposição oceânica; recuperação de solos (recuperação de áreas degradadas e de mineração); *land farming* e uso agrícola e florestal (aplicação dire-

ta no solo, compostagem, fertilizante e solo sintético) (Bettiol; Camargo, 2005; Tsutiya, 2000).

A disposição agrícola e florestal do lodo de esgoto é uma das mais convenientes, porque representa uma forma segura de disposição no ambiente; possibilita a reciclagem de matéria orgânica e de nutrientes na agricultura; reduz a necessidade de outros insumos, por vezes de origem finita, como os fertilizantes; gera emprego e renda pelos serviços associados a essa alternativa, como empreendimentos de compostagem, obtenção de novos produtos, desenvolvimento de máquinas e equipamentos mais adequados ao uso agrícola/florestal do lodo; além da conservação dos recursos naturais e incrementos de produtividade.

O potencial agronômico de resíduos orgânicos, como lodo de esgoto, é fortemente relacionado com a reciclagem de parte do carbono orgânico (C-org) e dos nutrientes exportados pela produção agrícola, que retornam ao solo (Bettiol; Camargo, 2005; Chiaradia et al., 2009a; Bettiol; Ghini, 2011; Yada et al., 2015). A possibilidade, inclusive, de fixação de uma fração desse carbono (C) em formas estáveis no solo (sequestro de C) é hoje uma alternativa auxiliar na busca pela neutralidade de C na produção agrícola e no alcance de metas de redução de emissão de gases de efeito estufa, num mercado global em processo de estruturação.

O uso agrícola do lodo de esgoto no Brasil é discutido desde a década de 70, porém foi a partir da década de 90 que os estudos técnico-científicos tomaram forte impulso, por meio de parcerias entre empresas de saneamento e universidades/instituições de pesquisa. A partir de então, houve expressivo avanço no entendimento dos benefícios e riscos do uso do lodo de esgoto no solo, em benefício da agricultura e do ambiente. Normas estaduais foram estabelecidas para disciplinar a disposição de lodo de esgoto no solo, com a necessidade de um projeto agrícola e um responsável técnico. O caminho aparentemente pavimentado para a expansão do uso do lodo na agricultura, podendo ser planejado em conjunto com a ampliação dos sistemas de coleta e tratamento dos esgotos, não resultou no esperado. A aplicação do lodo continuou inexpressiva, com a adesão de poucas empresas de saneamento e uso restrito a culturas como cana-de-açúcar, café e eucalipto. A explicação para o insucesso é mais complexa do que parece, incluindo a baixa abertura das empresas de saneamento ao ramo agronômico, incorporando profissionais e setores ao seu organograma, o preconceito do produtor ao resíduo, fruto de desinformação e inadequação física do material às máquinas de aplicação existentes na propriedade. Além disso, existem dificuldades severas de aprovação do projeto agrícola no órgão ambiental competente, geralmente

no nível de estado e, ainda, carência de recomendações mais específicas de uso do lodo e economia com outros insumos, dentre outros aspectos. Mesmo com a Resolução 375 do CONAMA, em nível nacional, no ano de 2006 (Brasil, 2006), a situação não foi alterada.

Um novo movimento foi iniciado nessa época pela iniciativa privada, que passou a compostar o lodo de esgoto, seguindo critérios da legislação nacional/estadual pertinentes, com algumas empresas de saneamento incorporando a vocação agronômica em sua atividade. Houve também nesse período, pós Resolução CONAMA (Brasil, 2006), o início do processo de registro do lodo compostado como produto no MAPA, reduzindo ou eliminando a necessidade de ação do órgão estadual. Fertilizantes organominerais também passaram a ser obtidos a partir do lodo compostado. A resolução Conama foi atualizada em 2020 (Brasil, 2020), simplificando significativamente o aproveitamento agrícola do lodo de esgoto. Como a publicação desta é recente, seus efeitos no cenário nacional de aplicação de lodo de esgoto em solos agrícolas ainda não foram avaliados.

Casos de sucesso na reciclagem do lodo de esgoto na agricultura são hoje conhecidos e passíveis de adoção e escalonamento pelos setores públicos e privados de saneamento. O momento é especialmente oportuno para a ampliação do uso agrícola de lodo de esgoto porque há um arcabouço técnico-científico e legal desenvolvido nas condições nacionais. Existe um cenário global que discute questões ambientais como o combate às mudanças climáticas, a economia circular e a aplicação dos conceitos *Environmental, Social and Governance* (ESG), além da questão mundial de oferta e custos para aquisição de fontes minerais solúveis de nutrientes, cuja dependência de importação do país é motivo de fragilidade da agricultura nacional.

O presente capítulo revisita resultados da literatura sobre os benefícios de uso do lodo de esgoto no solo, de forma a divulgar essa forma de disposição, que preza pelos benefícios agronômicos e ambientais, contribuindo para a eliminação do aterramento desse tipo de resíduo, em benefício do desenvolvimento sustentável.

O lodo como fertilizante: disponibilidade de nutrientes e metais pesados

A aplicação de lodo de esgoto em solos agrícolas como fonte de matéria orgânica e de nutrientes é prática racional que objetiva devolver ao sistema solo-planta parte do que foi exportado para os centros urbanos, via produção agrícola (Chiba et al., 2008a; Bueno et al., 2011). Um dos aspectos importantes relacionados ao uso do lodo no solo é a manutenção ou melhoria dos níveis

de fertilidade que pode resultar em incrementos de produtividade e redução de custos (Chiba et al., 2008b; Bittencourt et al., 2014). Todavia, alguns riscos devem ser minimizados via critérios de aplicação e uso, principalmente em se tratando de metais pesados, microrganismos patogênicos e compostos orgânicos tóxicos (Galdos et al., 2004).

Considerando a matriz predominantemente orgânica do lodo de esgoto é importante entender que a disponibilidade dos nutrientes, de forma geral, dependerá da dinâmica de mineralização da matéria orgânica (Andrade et al., 2006; Coscione et al., 2014). Dessa forma, os relatos na literatura especializada são muitas vezes discordantes quanto ao fornecimento dos nutrientes a partir do lodo, o que se explica em função de diferenças de composição, natureza dos compostos orgânicos do lodo, sistema de tratamento do esgoto e condicionamento químico, pH e outros (Galdos et al., 2004; Chiba et al., 2008b; Chiba et al., 2009; Bueno et al., 2011).

Em revisão, Krahenbuhl (2021) caracterizou o lodo de esgoto típico a partir de 36 publicações nacionais sobre o assunto: MO = 49,1% ± 10,2%, N = 3,9% ± 1,8%, P = 1,6% ± 0,9% e K = 0,3% ± 0,2%. Seu uso como fertilizante foi sugerido como substituto de fontes minerais comerciais de N:P:K equivalentes a 4:2,5:1 (Bueno et al., 2011), mas isso ignora o fato de a dinâmica de decomposição da fração orgânica guiar a disponibilidade dos nutrientes (exceto K) em médio prazo, além de superestimar o fornecimento de K, que pode ser considerado desprezível nos lodos desaguados.

Carbono e nitrogênio (N) encontram-se presentes no lodo de esgoto predominantemente em compostos orgânicos, enquanto a maior parte do fósforo (P) encontra-se na forma inorgânica (Carvalho et al., 2015) (Figura 1). Ao comparar com fontes minerais solúveis, a maior parte dos nutrientes está prontamente disponível após a aplicação no solo, o que, evidentemente, leva a diferença no manejo da fertilização no caso de se usar esse tipo de insumo, ou fontes orgânicas como o lodo de esgoto (Camargo; Bettiol, 2010).

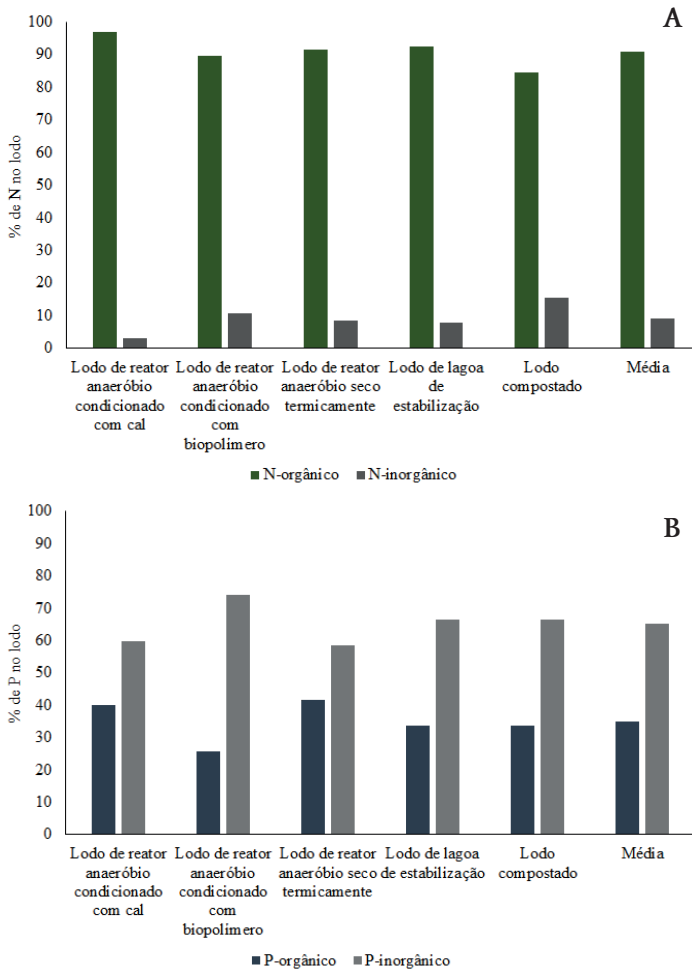



Figura 1. Valores percentuais de nitrogênio (a) e de fósforo (b) presentes no lodo de esgoto em compostos orgânicos e inorgânicos.
Fonte: Carvalho et al. (2015).

A aplicação do lodo é geralmente planejada em função do fornecimento de N para a cultura, considerando a quantidade demandada pela planta, o teor de N do lodo e uma taxa de mineralização desse nutriente após aplicação no solo (Brasil, 2020). Outros parâmetros podem ser mais restritivos para a aplicação do lodo, como a redução do pH, (com exceção dos lodos calados) e o acúmulo de metais no solo, embora isso não seja comum (Oliveira, 2000; Pires et al., 2015). A taxa de mineralização do N do lodo pode ser determinada experimentalmente em laboratório ou em campo, mas, na maioria dos países,

são utilizados valores pré-definidos pela legislação que considera o tratamento do esgoto e os processos adicionais para desaguamento, sanitização e adequação ao uso agrícola (Andrade et al., 2013).

A pesquisa científica atesta a eficiência do lodo no fornecimento de N e na manutenção ou aumento da produtividade para diversas culturas, como milho (Gadioli; Fortes Neto, 2004; Bueno et al., 2011), girassol (Lobo; Grassi Filho, 2007; Ribeirinho et al., 2012), feijão (Gadioli; Fortes Neto, 2004); cana-de-açúcar (Oliveira, 2000; Tasso Júnior et al., 2007; Chiba et al., 2008a), mamona (Chiaradia et al., 2009b), eucalipto (Vaz; Gonçalves, 2002; Abreu-Junior et al., 2017), dentre outras. Nesses trabalhos as doses aplicadas foram calculadas conforme indicadas nas normas estadual (CETESB, 1999) ou nacional (Brasil, 2006; Brasil, 2020) a partir da demanda das plantas em N, do teor de N no lodo e da taxa de mineralização do N.

Aparentemente não há necessidade de complementação mineral ao lodo, visando ao fornecimento adequado do N (Chiba et al., 2008a; Abreu-Júnior et al., 2017), uma vez que a dose pode regular, pelo menos em parte, a disponibilidade no tempo. Deve-se destacar, entretanto, que a obtenção de organominerais apresenta como vantagens a viabilização prática da reciclagem do lodo via produto registrado no MAPA (ver item 1), com possibilidade de teores mais elevados de N, complementação com P e K e com parte dos nutrientes disponíveis imediatamente após a aplicação.

Efeito residual do lodo de esgoto no fornecimento de N no sistema (Pires et al., 2015) é conhecido, mas tal aspecto não tem sido considerado na maioria das pesquisas. Pires e Andrade (2014) abordaram esse fato em publicação que traz a ideia da fração residual de N em áreas sucessivamente fertilizadas com lodo de esgoto. Nesse trabalho, os autores recomendaram a adoção de taxas de mineralização de 20% a 30%, para o primeiro ano, conforme o tipo/origem do lodo, e para os anos subsequentes, conforme Cogger e Sullivan (2007), de 8%, 3%, 1% e 1% para o segundo, terceiro, quarto e quinto anos após a aplicação (Figura 2). Nesse modelo, após o quinto ano não se admite efeito residual para o fornecimento de N pelo lodo.

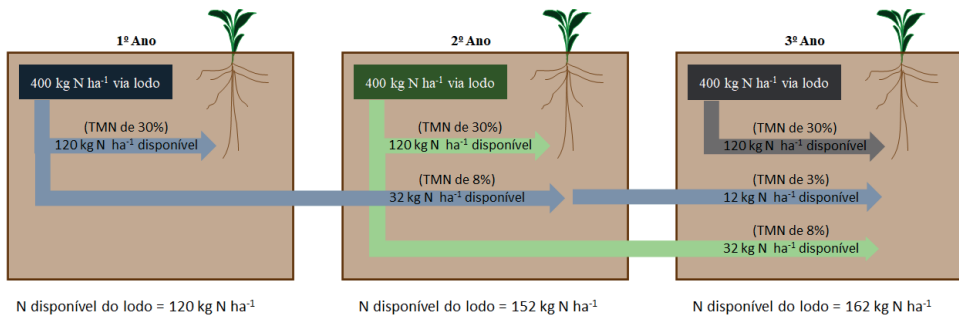



Figura 2. Representação esquemática do fornecimento de nitrogênio (N) via lodo de esgoto aplicado sucessivamente numa mesma área em três anos, admitindo-se como taxa de mineralização do N: 30% no primeiro ano; 8% no segundo ano e 3% no terceiro ano.

Fonte: Adaptada de Pires e Andrade (2014).

A disponibilidade total do N pelo lodo será resultante do somatório das contribuições da aplicação do ano e do residual num horizonte de anos anteriores. Resultados de longo prazo (> 10 anos) para aplicações anuais de lodo de esgoto, da ordem de 10 t ha^{-1} em base seca (≅80 a 120 kg N ha^{-1}, considerando a taxa de mineralização do N de 30%), indicam que toda a demanda de nutrientes da cultura, exceto de K que foi fornecido via suplementação com KCl, foi suprida pela aplicação do resíduo (Bueno et al., 2011; Carvalho et al., 2013; Domingues et al., 2014; Pires et al., 2015).

Embora a dose de lodo de esgoto seja, na maioria das vezes, calculada para fornecimento de N à cultura, em função dos teores relativamente elevados de P, entre 0,7% e 2,5% (Krahenbuhl, 2021), os solos fertilizados com lodo evidenciam acúmulo de P sob formas disponíveis (Chiba et al., 2009). Para se ter uma ideia dos aumentos em longo prazo de P no solo em função do lodo, Melo et al. (2018) avaliaram experimento que recebeu doses de lodo de esgoto por 10 anos em comparação com a fertilização mineral em um Latossolo. A totalidade das doses aplicadas deste resíduo ao longo desse tempo foi de 50, 100 e 147,5 t ha^{-1}. Os autores verificaram que o lodo foi eficiente em fornecer todo o P necessário ao milho, com produtividades semelhantes às proporcionadas pela fertilização mineral e, mesmo na menor dose aplicada, duplicou o teor de P disponível no solo.

Para aplicações recentes de lodo no solo, a depender do teor no resíduo e em áreas sem histórico de uso anterior do resíduo, pode haver a necessidade de complementação com P mineral. Outra opção é a viabilização de fertilizante organomineral à base de lodo, com teores ajustados de P conforme a necessidade.

A disponibilidade de P no solo e seu efeito na produção de madeira em plantio de *Eucalyptus urograndis* com 22 meses de idade tratado com lodo de esgoto em um Latossolo Vermelho distroférrico foi avaliada por Abreu-Junior et al. (2020). O valor de P da biomassa microbiana foi três vezes maior no tratamento com lodo na dose recomendada (base N), na comparação com a adubação mineral exclusiva, apesar de não ter ocorrido diferença quanto ao P disponível no solo (P-resina). De acordo com os autores, esses resultados indicam que a ciclagem de P no sistema e na comunidade microbiana é aumentada pela aplicação de lodo de esgoto. Ademais, a aplicação de lodo na dose recomendada e suplementada com 66% de P mineral resultou em maiores ganhos de volume e biomassa da madeira, reduzindo em 33% e 100% o uso de fertilizante mineral P e N, respectivamente.

Em cana-de-açúcar, a aplicação do lodo de esgoto sem complementação de fertilizante mineral forneceu cerca de 30% do P requerido pela cultura (Chiba et al., 2009). Ganhos de produtividade da ordem de 5% a 27% em relação a adubação mineral convencional são também reportados nos estudos com lodo de esgoto (Chiba et al., 2008a; Bueno et al., 2011; Abreu-Júnior, 2017), em cana-de-açúcar. Para a cultura da banana, cultivar Grand Naine, Teixeira et al. (2015) não observaram ganho de produtividade com fornecimento de 100 kg N ha^{-1} ano^{-1}via lodo de esgoto, por três safras. Nesse caso, no entanto, houve incremento na eficiência de uso do N, com valor médio de 323 kg de fruto por quilograma de N aplicado, enquanto com o fertilizante mineral, o valor obtido foi de 112 kg de fruto por quilograma de N, que, segundo os autores, se deve a outros benefícios relacionados às melhorias de atributos do solo pelo lodo.

Um dos principais receios quanto ao uso agrícola do lodo refere-se à questão dos metais pesados no solo e o risco de transferência para a cadeia trófica (Nogueira et al., 2008). Embora o uso de lodo de esgoto na agricultura seja uma alternativa viável e racional para a disposição do resíduo no ambiente, a presença de metais pesados pode limitar sua aplicação. A Resolução N. 498 do CONAMA (Brasil, 2020), que substituiu a Resolução N. 375 do CONAMA (Brasil, 2006), traz requisitos de concentrações máximas de metais pesados (As, B, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Mo, Ni, Se e Zn) no lodo para uso agrícola, doses máximas de aplicação considerando os metais e a carga máxima acumulada numa determinada área (degradada e não degradada), sendo esta última indicativo de encerramento da aplicação de lodo quando o máximo é atingido para qualquer dos metais mencionados.

Respeitando os critérios de aplicação e uso na agricultura, praticamente nenhum estudo relatou efeito deletério do lodo nas plantas (Chiba et al. 2008b; Macedo et al.; 2012; Nogueira et al., 2013; Abreu-Junior et al., 2019) ou

bioacumulação no produto agrícola (grãos de milho, por exemplo) em níveis proibitivos ao consumo (Rangel et al., 2006). O acúmulo de metais no solo é frequentemente mencionado ao longo de sucessivas aplicações do resíduo numa mesma área (Nogueira et al., 2013). No entanto, a mobilidade destes é restrita (Macedo et al., 2012) em função das características dos próprios metais envolvidos (Cd, Cr, Cu, Pb e Zn), do incremento na capacidade de troca de cátion do solo com o uso do lodo (Oliveira et al., 2002; Alcântara et al., 2009) e da manutenção do pH em níveis adequados para a agricultura nas áreas avaliadas.

A movimentação dos metais no perfil do solo, principalmente considerando áreas com uso contínuo do lodo, foi investigada por Borba et al. (2018), por meio de monitoramento da solução do solo (Latossolo Vermelho-amarelo) até 5 m de profundidade. A carga acumulada de metais foi elevada, considerando as cinco aplicações realizadas entre 1999 e 2003 (dose anual oito vezes a recomendada), alcançando 3,02 kg ha^{-1}de Cd, 207 kg ha^{-1}de Cr; 104 kg ha^{-1}de Ni e 59,5 kg ha^{-1}de Pb. Os resultados não permitiram associar diretamente a lixiviação dos metais ao lodo aplicado, porém as concentrações de Pb e Cd ultrapassaram, em algumas coletas, os limites de potabilidade de água estabelecido pela Organização Mundial da Saúde. O risco de um potencial efeito adverso com relação aos metais em solos com lodo de esgoto, seja pela possibilidade de lixiviação, seja devido à bioacumulação na cadeia trófica, é minimizado seguindo-se os critérios da Resolução N.498 do CONAMA (Brasil, 2020), que apresenta limites máximos de metais no lodo, critérios para escolha das áreas (profundidade do lençol freático, declividade, e outros) e critérios para recomendação de doses, evitando-se excessos.

Atributos físico-hídricos de solos fertilizados com lodo de esgoto

O solo submetido a um manejo inadequado tende a perder a estrutura original, pelo rompimento dos agregados em unidades menores, com consequente redução no volume de macroporos e aumento no volume de microporos e aumento da densidade do solo, processo que resulta na degradação de suas propriedades físicas (De Maria et al., 2007). A matéria orgânica do lodo de esgoto e a presença de macro e micronutrientes desempenham papéis fundamentais na produção agrícola e na fertilidade do solo (De Maria et al., 2010). Além disso, em razão dos elevados teores de matéria orgânica deste resíduo, há contribuição para a melhoria das propriedades físicas do solo, com impacto positivo sobre a conservação dos solos e sobre o crescimento das plantas (De Maria et al., 2010; Maio et al., 2011; Maia et al., 2018).

A recuperação ou incremento do conteúdo orgânico do solo, de forma geral, melhora suas propriedades físico-hídricas e a partir do uso do lodo isso não é diferente. A aplicação de lodo de esgoto no solo resulta em benefícios como maior estabilidade dos agregados, redução da densidade do solo, aumento da porosidade e maior retenção de água (Marciano, 1999; De Maria et al., 2007; Maia et al., 2018). No entanto, tais benefícios são geralmente associados às doses elevadas de lodo (não recomendadas por meio dos critérios oficiais em nível nacional ou estadual) ou aplicações consecutivas numa mesma área. Deve-se considerar que uma ou poucas aplicações de lodo pode significar quantidade insuficiente de matéria orgânica para alterar os atributos físico-hídricos do solo, ou, ainda, que a condição (tipo de lodo e características do solo) de permanência dessa matéria orgânica não foi favorecida (Maio et al., 2011).

O efeito de aplicações acumuladas no tempo, para uma mesma área, pode ser compreendido a partir dos resultados apresentados por De Maria et al. (2007). Os autores avaliaram atributos físico-hídricos de um Latossolo Vermelho férrico durante seis anos de aplicações anuais de doses de lodo de 10 e 20 Mg ha^{-1}. Os efeitos foram evidentes somente a partir da terceira aplicação de lodo e permaneceram no tempo, como a redução de 17% na densidade do solo, o aumento de 25% na retenção de água 1.500 kPa, o incremento de 29% no diâmetro médio ponderado (DMP) e de 22% no diâmetro médio geométrico (DMG), além do aumento na agregação do solo e na estabilidade de agregados.

Maio et al. (2011) avaliaram a aplicação de doses de lodo de esgoto desidratado (0; 6,25; 12,5 e 18,5 Mg ha^{-1}) sobre os atributos físicos de um Cambissolo Háplico, cultivado com girassol. Após 150 dias da adubação foram coletadas amostras de solos nas camadas de 0-0,20 m e 0,20-0,40 m para avaliação física. A aplicação de lodo diminuiu o grau de dispersão de argila e aumentou a porosidade total do solo, o grau de floculação de argilas e o índice de estabilidade de agregados a úmido. Alterações de macro e microporosidade são reportados, reduzindo a densidade do solo na camada mais superficial de 0-30 cm (Maia et al.; 2018).

Balanço de carbono no sistema produtivo com uso de lodo de esgoto

A agricultura de baixa emissão de C e de alta eficiência tem papel fundamental no desafio de mitigar as mudanças climáticas globais. Particularmente, o sequestro de C no solo é importante, uma vez que o solo é o principal compartimento no ambiente terrestre, com algo entre 1.463 e 2.100 bilhões de toneladas de C estocados na matéria orgânica do solo até 1m de profundidade (Stockmann et al., 2013). O potencial global do solo estimado para sequestro de C é equivalente a, no mínimo, sua depleção histórica, equivalente a 78 Pg, e

pode alcançar 320 Pg, o que é superior aos 292 Pg C emitidos pela combustão de combustíveis fósseis desde 1.750 (Lal, 2010).

Considerando que o estoque de C no solo é o resultado do balanço de entradas e de saídas, práticas de manejo podem ser adotadas no sentido de incrementar entradas e reduzir saídas (Janzen, 2004). O uso do lodo de esgoto no solo é, potencialmente, uma prática que aumenta a entrada de C no sistema e pode ter reduzida saída de C via decomposição, a depender da composição e sistema de tratamento do esgoto (Yang et al., 2004; Andrade et al., 2006). Há que se considerar que o lodo é um material gerado no tratamento do esgoto, num processo de decomposição parcial do conteúdo de C original. Dessa forma, os compostos orgânicos do lodo são parcialmente estabilizados, com certa recalcitrância após a aplicação no solo (Wiseman; Zibilske, 1988). Taxas de mineralização do C entre 20% e 60% são reportados na literatura para lodos não compostados (Terry et al., 1979; Wiseman; Zilbilske, 1988; Bernal et al., 1998), enquanto para lodos compostados essa taxa deve ser inferior a 20% (Bernal et al., 1998). Para lodos nacionais de reator anaeróbio tratado com cal e cloreto férrico, ou biopolímero, ou seco termicamente, aplicado ao solo em dose equivalente a 40 t ha^{-1}, a taxa de mineralização do C foi de 21%, enquanto lodos de lagoa de estabilização e compostado apresentaram 6% como taxa de mineralização (Andrade et al., 2006).

O lodo pode ser aplicado para fornecer N, substituindo totalmente a fonte nitrogenada mineral. O fornecimento de N via lodo considera o teor do nutriente no resíduo, a taxa de mineralização do N e a demanda pela cultura (Brasil, 2020). Em doses de N entre 150 e 200 kg ha^{-1}, a dose de lodo é de aproximadamente 10 t ha^{-1}, em base seca. Para um lodo com 30% de C, isto representa a entrada no sistema de 3 t ha^{-1} de C por aplicação, o que é semelhante à entrada de C via 10 t ha^{-1} de restos culturais, porém, no caso do lodo, com os compostos orgânicos parcialmente estabilizados devido a atividade biológica no tratamento do esgoto.

Aumentos ocorrem no teor de C do solo tratado com lodo de esgoto (Oliveira et al., 2002; Marques et al., 2007). Porém, as formas de estabilização da matéria orgânica podem variar em proporção entre proteção física no interior de agregados, ligação química na superfície de coloides inorgânicos e recalcitrância bioquímica (Sixet al., 2002; Stewart et al., 2007). Poucos trabalhos têm abordado essa questão com relação às áreas fertilizadas com lodo de esgoto.

Uma abordagem bem completa de estudo da matéria orgânica de solos fertilizados com lodos de esgoto foi realizada em duas áreas experimentais com histórico de cerca de 10 anos de uso do lodo. Essas áreas estão localizadas em Campinas (SP), no Instituto Agronômico (IAC), e em Jaguariúna (SP), na

Embrapa Meio Ambiente. As doses acumuladas de carbono variaram de 9,5 a 124 t C ha^{-1}, e utilizaram lodos de reatores anaeróbios em Jaguariúna e lodo de lagoa de estabilização em Campinas. A estabilização do material orgânico aplicado via lodo foi estimada por meio de balanço de massa e por meio de técnica isotópica usando ^{13}C como traçador natural (Figura 3). As taxas de estabilização do C aplicado ao longo de dez anos no solo do experimento de Campinas ficaram entre 47% e 61% do que foi aplicado, enquanto no solo de Jaguariúna as taxas foram de 6% a 27% do que foi aplicado (Figura 3).

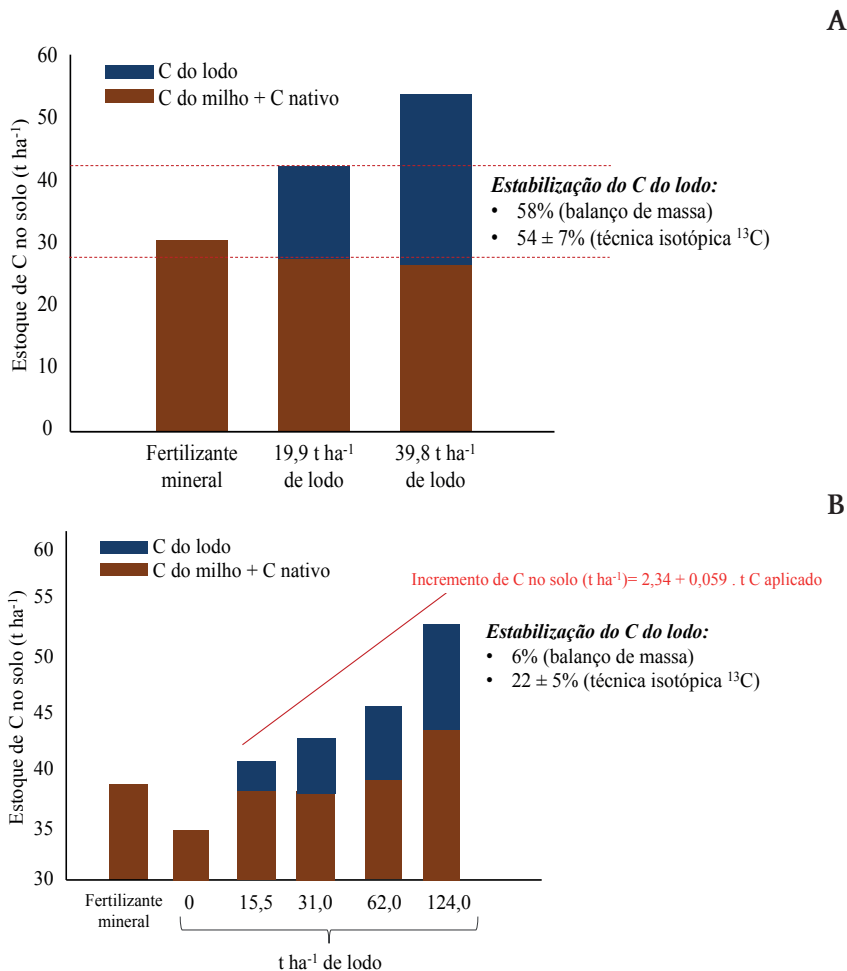



Figura 3. Representação esquemática dos estoques e taxas de estabilização de carbono no solo em função da adubação nitrogenada mineral ou uso do lodo de esgoto em dois experimentos de longa duração, instalados em Latossolo Vermelho, nos municípios paulistas de Campinas (A) e Jaguariúna (B).
Fonte: Adaptado de Grutzmacher (2016).

Grutzmacher (2016) observou incremento de 0,4 a 1,7 t C ha^{-1} ano^{-1} no solo a partir da aplicação de 10 t lodo ha^{-1} ano^{-1} em base seca. Para se ter noção da magnitude dos valores citados é importante considerar que o sistema de plantio direto conduz a taxas de incremento de C no solo de 0,3 a 0,7 t ha^{-1} ano^{-1} (Bayer et al., 2006; La Scala Júnior et al., 2012), enquanto pastagens consideradas muito eficientes no sequestro de C proporcionam taxas de 0,7 e 2,7 t ha^{-1} ano^{-1} (Cerri et al., 2006; Mello et al., 2006; Sant-Anna et al., 2017).

Parte da explicação para a variação de resposta quanto ao sequestro de C pelo uso do lodo foi atribuída à diferença inicial de déficit inicial de C das áreas experimentais e, outra parte, à estabilidade do material orgânico dos lodos, uma vez que o lodo aplicado na área experimental de Campinas foi proveniente de lagoa de estabilização, enquanto o lodo da área experimental de Jaguariúna foi gerado em tratamento com reator anaeróbio (Grutzmacher, 2016). O déficit de C ou a possibilidade de um nível máximo de saturação em C no solo tem sido abordado no sentido de haver uma redução da taxa de acúmulo de C no solo na medida em que se aproxima de um máximo teórico de acúmulo, função de características do solo relacionadas ao teor e tipo de argila, agregação, entre outros (Figura 4) (Six et al., 2002).

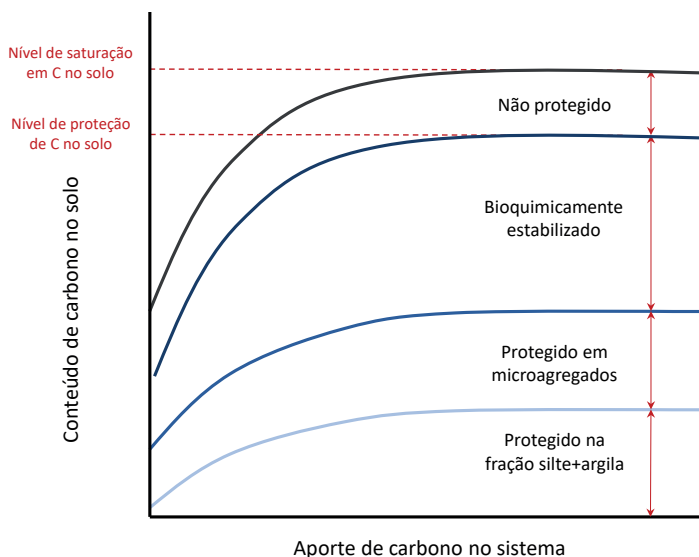



Figura 4. Nível teórico de saturação de carbono no solo em função do aporte e distribuição dos compostos de carbono em frações protegidas, bioquimicamente estável e não protegido.

Fonte: Adaptado de Six et al. (2002).

A proteção física da matéria orgânica nos Latossolos fertilizados com lodo de esgoto representou um máximo de 2% do total de C nos agregados entre 9,52 mm e 0,053 mm e até 3% nos microagregados inferiores a 0,053 mm (Domingues, 2013; Carvalho, 2014). De acordo com o modelo de Tisdall e Oades (1982), os microagregados (frações <0,250 mm) são mais efetivos na proteção física da matéria orgânica, mas nos Latossolos avaliados os valores em termos de massa de agregados e teor de C foram insuficientes para explicar os incrementos de C verificados por Grutzmacher (2016) (Figura 3). Dessa forma, a estabilização do C pela recalcitrância bioquímica realmente parece explicar melhor os ganhos de C dos solos fertilizados com lodo (Pitombo et al., 2015), tendo em vista os incrementos em C nas classes de agregado e a relação inversa entre o grau de humificação e o C fisicamente protegido (Carvalho, 2014).

Embora as taxas de incremento de C no solo sejam elevadas, esses ganhos podem ser comprometidos parcialmente ou mesmo anulados (no caso de baixas taxas de sequestro de C no solo), em função da emissão de N_2O pelo lodo após a aplicação no solo (Fernandes et al., 2005ab; Pitombo et al., 2015; Grutzmacher, 2016). Nesses solos fertilizados com lodo, a desnitrificação parece ser responsável por picos importantes de emissão de N_2O. Em condições de encharcamento e anaerobiose parcial, alguns microrganismos anaeróbios facultativos utilizam o substrato orgânico como fonte de energia e o NO_3^- como receptor final de elétrons, ao invés do O_2 que é utilizado sob condição aeróbia (Moreira; Siqueira, 2002). Tanto o C orgânico (Andrade et al., 2006), como N na forma de nitrato (Borba et al., 2018) são esperados nos solos fertilizados com lodo, levando a fatores de emissão de até 6% (Grutzmacher, 2016), o que é muito superior ao 1% de fator de emissão para fontes minerais nitrogenadas (IPCC, 2006).

Assim, sob o ponto de vista de balanço de C, será a aplicação do lodo de esgoto no solo a melhor opção na comparação com outras formas de disposição no ambiente? Essa questão motivou a pesquisa realizada por Krahenbuhl (2021), que estimou emissões de gases de efeito estufa em 1 t de carbono colocado no destino final (aterro sanitário, incineração, uso no solo e uso no solo após compostagem). Os resultados evidenciaram que a maior emissão de C, em CO_2 equivalente (CO_2eq.), ocorreu no aterramento do lodo, emitindo de 10,3 t CO_2eq., que considerada a recuperação parcial do metano reduz em 8,4 t CO_2eq. a emissão, mas ainda alcança um valor de 1,9 t CO_2eq. (Figura 5). O uso do lodo diretamente no solo, sem compostagem prévia, proporcionou o balanço mais favorável de C, com baixa emissão 0,2 t CO_2eq. e possibilidade de gerar crédito de C pelo sequestro de C no solo (0,1 a 0,55 Mg CO_2 eq.). A compostagem, como envolve uma etapa adicional prévia à aplicação no

solo, envolve novo gasto energético, principalmente no manejo das pilhas de compostagem, dentre outros aspectos, que resulta em elevadas emissões (4,2 t CO_2 eq.). No entanto, deve-se considerar que a compostagem é um processo de tratamento de resíduos vegetais e agroindustriais, além do lodo de esgoto, de forma a adequar ao melhor uso agrícola, conforme o histórico descrito no item 1 e que culmina no registro de produtos à base de lodo de esgoto junto ao MAPA.

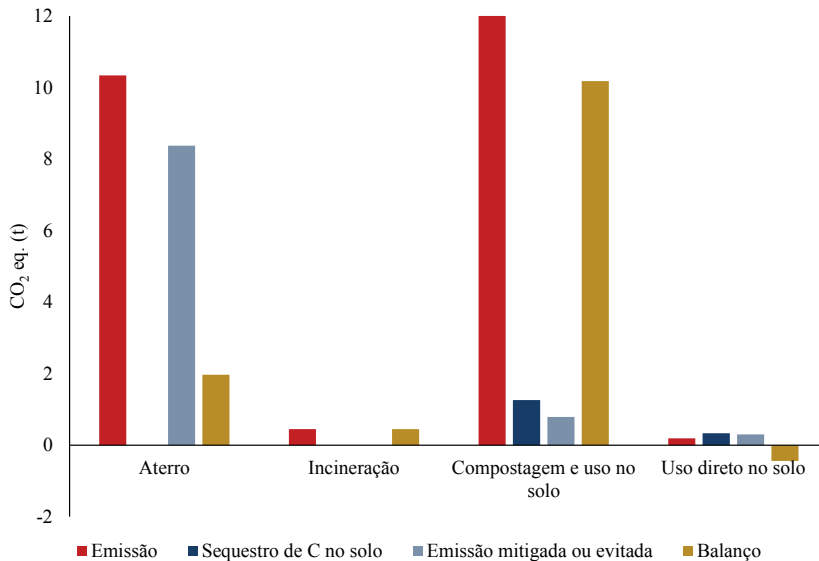



Figura 5. Emissão de carbono, sequestro de carbono no solo, emissões mitigadas ou evitadas e balanço final expressos como CO_2 equivalente (CO_2eq.) para 1 tonelada de lodo colocada no destino: aterro sanitário com reaproveitamento de parte do metano; incineração; uso no solo após compostagem; e uso direto no solo.

Fonte: **Adaptado de** Krahenbuhl (2021).

A contabilidade de C para o lodo de esgoto e suas possibilidades de reaproveitamento devem ser aprimorados, considerando, por exemplo, o lodo como substituto de fontes minerais nitrogenadas, levando à economia energética. Com relação à cultura do milho pode-se estimar que somente com o processo inicial de conversão de N_2 a NH_3 para a produção do fertilizante, a economia energética com o lodo seria de 4,2 GJ ha^{-1} ou o correspondente a 0,27 t ha^{-1} de CO_2eq. (Smil, 2004), passível de contabilização e composição de certificados de carbono para comercialização.

Lodo de esgoto e supressão de doenças de plantas

Alguns solos naturalmente previnem o estabelecimento de patógenos ou inibem as suas atividades patogênicas. Esse fenômeno é denominado de supressividade, e solos com essas características são denominados de solos supressivos. Por outro lado, solos conducentes são aqueles que não apresentam esta característica (Bettiol; Ghini, 2005). Detalhes sobre os tipos de supressividade e outros aspectos são apresentados no capítulo 27.

De acordo com Schneider (1982), solos supressivos são comuns em ambientes equilibrados nos quais os constituintes físicos, químicos e biológicos se estabilizaram no decorrer do tempo. Entretanto, a supressividade é uma característica dos solos que pode ser induzida por meio de manejo adequado. A incorporação de matéria orgânica é uma das formas de se induzir supressividade, e é, possivelmente, a mais amplamente utilizada na indução de supressividade dos solos (Bonanomi et al., 2010, 2017, 2018, 2020).

A incorporação de matéria orgânica, de modo geral, visa melhorar a estrutura do solo, e propicia maior aeração e retenção de umidade, bem como ao fornecimento de macro e micronutrientes. Contudo, também aumenta a capacidade dos solos em suportar maior atividade biológica, seja dos macros ou dos microrganismos, sendo que muitos estão diretamente relacionados com a supressividade. Associado a esses aspectos durante a decomposição da matéria orgânica, diversas substâncias são liberadas no ambiente (compostos voláteis e não voláteis) que muitas vezes são tóxicas aos fitopatógenos. Ademais, pode ocorrer a liberação de hormônios e aminoácidos e outras substâncias que podem induzir a resistência do hospedeiro aos patógenos. Uma das fontes de matéria orgânica que pode induzir a supressividade dos solos a fitopatógenos habitantes do solo, e também da parte aérea, é o lodo de esgoto, compostado ou não (Millner et al., 1982; Lumsden et al., 1983; Bettiol; Krugner, 1984; Kuter et al., 1988; Lewis et al., 1992; Nelson; Boehm, 2002; Santos; Bettiol, 2003; Leoni; Ghini, 2006; Ghini et al., 2007; Bettiol; Ghini, 2011; Heck et al., 2019). Contudo, o lodo poderá também induzir a conducência dos solos a fitopatógenos (Bettiol, 2004; Ghini et al., 2016).

Lodos de esgotos, produzidos por diferentes processos, compostados ou não, quando incorporados aos solos ou substratos, são relatados reduzindo a incidência e ou a severidade de diversas doenças como: podridão de Sclerotinia ou da saia em alface, causada por *Sclerotinia minor* (Millner et al., 1982; Lumsden et al., 1986); podridões de raízes em sorgo e cana-de-açúcar, causadas por *Pythium arrhenomanes* (Bettiol; Krügner, 1984; Dissanayake; Hoy, 1999); podridão de raiz em pimentão, causada por *Phytophthora capsicci* (Lumsden et al., 1983); murcha de Fusarium em pepino e basílico, causada por

Fusarium oxysporum (Lumsden et al., 1983; Ferrara et al., 1996); tombamento em ervilha e algodão, causado por *Rhizoctonia solani e Pythium ultimum* (Lewis et al., 1992); mancha foliar em gramados, causada por *Sclerotinia homoeocarpa* (Nelson; Craft, 1992); podridão de raiz em gramados, causada por *Pythium graminicola* (Craft; Nelson, 1996); podridão de raiz em algodão, feijão e rabanete, causada por *R. solani* (Lumsden et al., 1983); tombamento em pepino, causado por *Pythium aphanidermatum* (Santos et al., 2000); murcha do Fusarium do tomateiro, causada por *Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici* (Cotxarrera et al., 2002), tombamento e podridão do colo em feijão, causada por *Sclerotium rolfsii* (Santos; Bettiol, 2003); tombamento em mudas de citros, causada por *Phytophthora nicotianae* (Leoni; Ghini, 2006); murcha bacteriana do tomateiro, causada por *Ralstonia solanacearum* (Ghini et al., 2007); tombamento do rabanete, causado por *R. solani* (Ghini et al., 2007); murcha de Fusarium em pepino, causada por *Fusarium oxysporum* f. sp. *cucumerinum* (Huang et al., 2012); murcha de Fusarium em crisântemo, causada por *Fusarium oxysporum* f. sp. *chrysanthemi* (Pinto et al., 2013); e murcha de Fusarium em bananeira, causada por *Fusarium oxysporum* f. sp. *cubense* (Heck et al., 2019) entre outras.

Contudo, existem relatos de que lodo de esgoto não interferiu na incidência de doenças causadas por *Phytophthora capsici* em pimentão (Kim et al., 1997) e na murcha de Fusarium do tomateiro causada por *Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici* (Ghini et al., 2007). Ainda existem relatos de aumento de doenças com a incorporação de lodo de esgoto, como os de Bettiol (2004) e Ghini et al. (2016) sobre a podridão da haste de milho causada por *Fusarium.*

As matérias orgânicas incorporadas aos solos podem induzir supressividade ou conducência aos patógenos das plantas por afetar as características biológicas, físicas e químicas dos solos (Ghini et al., 2016). A redução da incidência ou da severidade de doenças com a incorporação do lodo de esgoto está relacionada com o aumento da atividade microbiana dos solos, bem como com os próprios microrganismos do lodo de esgoto (Chen et el., 1987; Craft; Nelson, 1996; Dissanayaque; Hoy, 1999; Santos; Bettiol, 2003; Ghini et al., 2007; Bettiol; Ghini, 2011.). Também é necessário considerar as alterações nas propriedades físicas e químicas dos solos, como aumento da condutividade elétrica e alteração no pH do solo, entre outras (Cotxarrera et al., 2002; Santos; Bettiol, 2003; Heck et al., 2019). É importante considerar os efeitos dos compostos tóxicos (ácidos graxos voláteis, ácido nitroso e amônia) presentes ou liberados durante a decomposição, e também os efeitos indiretos por estimular os microrganismos dos solos (Dissanayaque; Hoy, 1999; Hoitink; Boehm, 1999; Tenuta; Lazarovits, 2002; Borrero et al., 2006; Heck et al., 2019).

A identificação dos fatores que determinam os efeitos da incorporação de lodo de esgoto sobre a supressividade dos solos é fundamental para permitir o seu uso seguro na agricultura.

Considerações finais

Pesquisas com lodo de esgoto no Brasil têm sido desenvolvidas há décadas e os resultados balizaram normas para estabelecimento de critérios técnicos de uso seguro do lodo no solo. A substituição da fertilização nitrogenada e fosfatada mineral pelo uso do lodo de esgoto proporciona manutenção ou aumento da produtividade da cultura, além de contribuir com o balanço mais favorável de carbono no sistema de produção e melhoria do equilíbrio biológico com possibilidade de supressão de algumas doenças de plantas.

A questão que se coloca, então, é que, até o momento, essa prática não se tornou regra e ainda permanece como exceção: o que falta para a ampliação do uso do lodo de esgoto na agricultura nacional? Certamente falta planejamento integrado entre os diversos setores da sociedade, que pode ser impulsionado por políticas públicas de incentivo ao uso de fontes alternativas de nutrientes, uma vez que o Brasil importa aproximadamente 80% do total de fertilizantes consumidos pela agricultura nacional (ANDA, 2019). Além do mais, são pontos críticos o posicionamento legal quanto a critérios e restrições ao aterramento ou queima de resíduos com potencial agrícola, bem como o alinhamento das agências reguladoras ambientais a uma agenda de soluções sustentáveis, com responsabilidade técnica, porém sem travas.

O novo caminho que vem se desenhando a partir da compostagem do lodo de esgoto e a obtenção de organominerais, além de representar uma forma de disposição do lodo no ambiente, cria emprego e renda na cadeia de produção de insumos, agrega outros resíduos com potencial agrícola, viabiliza produtos mais específicos e adequados às culturas e aos sistemas de produção, gera modelos de negócio regionalizados em função da oferta de biomassas para compostagem com o lodo, dentre outros aspectos.

Globalmente se discute acerca de quebra de paradigmas, mudanças de rota e a necessidade de inovação. No Brasil não é diferente. Há que se ter um plano estratégico nacional para a questão de fontes alternativas de nutrientes e de cadeias emergentes, em que o lastro técnico-científico conquistado deve balizar políticas públicas e servir de guia para a efetivação de ações concretas.

Referências

ABREU-JUNIOR, C. A.; FIRME, L. P.; MALDONADO, C. A. B.; MORAES NETO, S. P. M.; ALVES, M. C.; MURAOKA, T.; BOARETTO, A. E.; GAVA, J. L.; HE, Z.; NOGUEIRA, T. A. R.; CAPRA, G. F. Fertilization using sewage sludge in unfertile tropical soils increased wood production in Eucalyptus plantations. **Journal of Environmental Management**, v. 203, p. 21-28, 2017. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.074.

ABREU-JUNIOR, C. H.; BROSSI, M. J. L.; MONTEIRO, R. T.; CARDOSO, P. H. S.; MANDU, T. S.; NOGUEIRA, T. A. R.; GANGA, A. G.; FILZMOSER, P.; OLIVEIRA, F. C.; FIRME, L. P.; HE, Z.; CAPRA, G. F. Effects of sewage sludge application on unfertile tropical soils evaluated by multiple approaches: A field experiment in a commercial Eucalyptus plantation. **Science of the Total Environment**, v. 655, p. 1457-1467, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.334.

ABREU-JUNIOR, C. H.; OLIVEIRA, M. G.; CARDOSO, P. H. S.; MANDU, T. S.; FLORENTINO, A. L.; OLIVEIRA, F. C.; REIS, J. V.; ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; NOGUEIRA, T. A. R.; CAPRA, G. F.; HE, Z. Sewage sludge application in *Eucalyptus urograndis* plantation: availability of phosphorus in soil and wood production. **Frontiers in Environmental Science**, v. 8, p. 1-14, 2020. DOI: 10.3389/fenvs.2020.00116.

ANDA - ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS. **Setor de Fertilizantes. Anuário Estatístico 2018**. São Paulo: ANDA, 2019.

ALCÂNTARA, S.; PEREZ, D. V.; ALMEIDA, M. R. A.; SILVA, G. M.; POLIDORO, J. C.; BETTIOL, W. Chemical changes and heavy metal partitioning in an oxisol cultivated with maize (*Zea mays* L.) after 5 years disposal of a domestic and an industrial sewage sludge. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 203, p. 3-16, 2009. DOI: 10.1007/s11270-009-9986-y.

ANDRADE, C. A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C. C. Cinética de degradação da matéria orgânica de biossólidos após aplicação no solo e relação com a composição química inicial. **Bragantia**, v. 65, p. 659-668, 2006. DOI: https://doi.org/10.1590/S0006-87052006000400017.

ANDRADE, C. A.; SILVA, L. F. M.; PIRES, A. M. M.; COSCIONE, A. R. Mineralização do carbono e do nitrogênio no solo após sucessivas aplicações de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** v. 48, p. 536-544, 2013. DOI: 10.1590/S0100-204X2013000500010.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil and Tillage Research**, v. 86, p. 237-245, 2006. DOI: 10.1016/j.still.2005.02.023.

BERNAL, M. P.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; PAREDES, C.; ROIG, A. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 69, p. 175-189, 1998. DOI: https://doi.org/10.1016/S0167-8809(98)00106-6.

BETTIOL, W. Effect of sewage sludge on the incidence of corn stalk rot caused by *Fusarium*. **Summa Phytopathologica**, v. 30, p. 16-22, 2004.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. 2005. p. 312.

BETTIOL, W.; GHINI, R. Solos supressivos. In: MICHEREFF, S. J.; ANDRADE, D. E.; MENEZES, M. (ed.). **Ecologia e manejo de patógenos radiculares em solos tropicais**. Recife: UFRPE, p. 124-152. 2005.

BETTIOL, W.; GHINI, R. Impacts of sewage sludge in tropical soil: a case study in Brazil. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2011, ID 212807, 2011. DOI: https://doi.org/10.1155/2011/212807.

BETTIOL, W.; KRUGNER, T. L. Influência do lodo de esgoto na severidade da podridão de raiz do sorgo causada por *Pythium arrhenomanes*. **Summa Phytopathologica**, v. 10, p. 243-251, 1984.

BITTENCOURT, S.; SERRAT, B. M.; AISSE, M. M.; GOMES, D. Sewage sludge usage in agriculture: A case study of its destination in the Curitiba Metropolitan Region, Paraná, Brazil. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 225, 2074, 2014. DOI: https://doi.org/10.1007/s11270-014-2074-y.

BONANOMI, G.; ANTIGNANI, V.; CAPODILUPO, M.; SCALA, F. Identifying the characteristics of organic soil amendments that suppress soilborne plant diseases. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, p. 136-144, 2010. DOI: 10.1016/j.soilbio.2009.10.012.

BONANOMI, G.; GAGLIONE, S. A.; CESARANO, G.; SARKER, T. C.; PASCALE, M.; SCALA, F.; ZOINA, A. Frequent applications of organic matter to agricultural soil increase fungistasis. **Pedosphere**, v. 27, p. 86-95, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/s1002-0160(17)60298-4.

BONANOMI, G.; LORITO, M.; VINALE, F.; WOO, S. L. Organic amendments, beneficial microbes, and soil microbiota: toward a unified framework for disease suppression. **Annual Review of Phytopathology**, v. 56, p. 1-20, 2018. DOI: https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-080615-100046.

BONANOMI, G.; ZOTTI, M.; IDBELLA, M.; DI SILVERIO, N.; CARRINO, L.; CESARANO, G.; ASSAEED, A. M.; ABD-ELGAWAD, A. M. Decomposition and organic amendments chemistry explain contrasting effects on plant growth promotion and suppression of *Rhizoctonia solani* damping off. **PLoS ONE**, v. 15, e0230925, 2020. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0230925.

BORBA, R. P.; RIBEIRINHO, V. S.; CAMARGO, O. A.; ANDRADE, C. A.; KIRA, C. S.; COSCIONE, A. R. Ion leaching and soil solution acidification in a vadose zone under soil treated with sewage sludge for agriculture. **Chemosphere**, v. 192, p. 81-89, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.112

BORRERO, C.; ORDOVÁS, J.; TRILLAS, M. I.; AVILES, M. Tomato Fusarium wilt suppressiveness. The relationship between the organic plant growth media and their microbial communities as characterised by Biolog (R). **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, p. 1631-1637, 2006. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.11.017

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA Nº 375, de 29/08/2006**. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução Nº 498, de 19/08/2020**. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. 2020.

BUENO, J. R. P.; BERTON, R. S.; SILVEIRA, A. P. D.; CHIBA, M. K.; ANDRADE, C. A.; DE MARIA, I. C. Chemical and microbiological attributes of an oxisol treated with successive applications of sewage sludge. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1461-1470, 2011. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000400040.

CARVALHO, C. S. **Matéria orgânica, agregação e proteção física em solos tratados com lodo de esgoto**. 2014. 129 f. Tese (Doutorado) - Piracicaba: USP-Esalq, Piracicaba.

CAMARGO, O. A.; BETTIOL, W. De resíduo a fertilizante: Uma análise prospectiva do meio ambiente. In: COSCIONE, A. R.; NOGUEIRA, T. A. R.; PIRES, A. M. M., Eds. **Uso agrícola de lodo de esgoto: Avaliação após a resolução no. 375 do Conama**. Botucatu, FEPAF, 2010. p. 13-30.

CARVALHO, C. S.; RIBEIRINHO, V. S.; ANDRADE, C. A.; DE MARIA, I. C. **Disponibilidade de fósforo em solos tratados sucessivamente com lodos de esgoto**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 34., 2013, Florianópolis. Anais... Florianópolis: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013. 4 p.

CARVALHO, C. S.; RIBEIRINHO, V. S. ANDRADE, C. A.; GRUTZMACHER, P.; PIRES, A. M. Composição química da matéria orgânica de lodos de esgoto. **Agrária**, v. 10, p. 413-419, 2015. DOI: https://doi.org/10.5039/agraria.v10i3a5174.

CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; VOLKOFF, B.; RONDÓN, M. A. Potential of soil carbon sequestration in the Amazonian Tropical Rainforest. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C. E. P. **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York, Haworth, 2006. p. 245-266.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Aplicação de biossólidos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – Critérios para projeto e operação: manual técnico. Norma P4.230.** São Paulo, 1999. 33 p.

CHEN, W.; HOITINK, H. A. J.; SCHMITTHENNER, A. F. Factors affecting suppression of Pythium damping-off in container media amended with composts. **Phytopathology**, v. 77, p. 755-760, 1987.

CHIARADIA, J. J.; CHIBA, M. K.; ANDRADE, C. A.; CARMO, J. B.; OLIVEIRA, C.; LAVORENTI, A. CO_2, CH_4 and N_2O fluxes in an Ultisol treated with sewage sludge and cultivated with castor bean. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1863-1870, 2009a. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000600035.

CHIARADIA, J. J.; CHIBA, M. K.; ANDRADE, C. A.; OLIVEIRA, C.; LAVORENTI, A. Produtividade e nutrição de mamona cultivada em área de reforma de canavial tratada com lodo de esgoto**. Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 701-709, 2009b. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000300022

CHIBA, M.K.; MATTIAZZO, M.E.; OLIVEIRA, F.C. Cultivo de cana-de-açúcar em Argissolo tratado com lodo de esgoto. I - Disponibilidade de nitrogênio no solo e componentes de produção. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.6 43-652, 2008a. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000200019.

CHIBA, M. K.; MATTIAZZO, M. E.; OLIVEIRA, F. C. Cultivo de cana-de-açúcar em Argissolo tratado com lodo de esgoto. II – Fertilidade do solo e nutrição da planta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 653-662, 2008b. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000200020.

CHIBA, M. K.; MATTIAZZO, M. E.; OLIVEIRA, F. C. Rendimento de cana-de-açúcar cultivada em Argissolo, utilizando lodo de esgoto como fonte de fósforo. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 31, p. 495-501, 2009. DOI: 10.4025/actasciagron.v31i3.692.

COGGER, C. G.; SULLIVAN, D. M. **Worksheet for calculating biosolids application rates in agriculture. (Pacific Northwest Extension Publ. 511-E)**. Twin Falls: University of Idaho Extension, 2007. Disponível em: <http://cru.cahe.wsu.edu/CEPublications/pnw0511e/pnw0511e.pdf>. Acesso em: 21 ago. 2013.

COSCIONE, A. R.; SILVA, L. F. M.; DE MARIA, I. C.; ANDRADE, C. A.; FERRACINI, V. L. Solução do solo e análise de componentes principais para monitoramento da aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 1654-1662, 2014. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000500030.

COTXARRERA, L.; TRILLAS-GAY, M. I.; STEINBERG, C.; ALABOUVETTE, C. Use of sewage sludge compost and *Trichoderma asperellum* isolates to suppress Fusarium wilt of tomato. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 34, p. 467-476, 2002. DOI: https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00205-X.

CRAFT, C. M.; NELSON, E. B. Microbial properties of composts that suppress damping-off and root rot of creeping bentgrass caused by *Pythium graminicola*. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 62, p. 1550-1557, 1996. DOI: 10.1128/aem.62.5.1550-1557.1996.

DE MARIA, I. C.; KOCSSI, M. A.; DECHEN, S. C. F. Agregação do solo em área que recebeu lodo de esgoto. **Bragantia**, v. 66, p. 291-298, 2007.

DE MARIA, I. C.; CHIBA, M. K.; COSTA, A.; BERTON, R. S. Sewage sludge application to agricultural land as soil physical conditioner. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 967-974, 2010. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000300038.

DISSANAYAKE, N.; HOY, J. W. Organic material soil amendment effects on root rot and sugarcane growth and characterization of the materials. **Plant Disease**, v. 83, p. 1039-1046, 1999. DOI: https://doi.org/10.1094/PDIS.1999.83.11.1039.

DOMINGUES, R. R. **Estabilidade da matéria orgânica e teores de metais pesados em solo tratado sucessivamente com lodo de esgoto**. 2013. 97 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba.

DOMINGUES, B. S.; ANDRADE, C. A.; PIRES, A. M. M.; SOUZA, N. A. P.; BARBOSA, V. P. **Disponibilidade de nitrogênio para plantas de milho cultivadas em solo tratado com doses de lodo de esgoto**. In: Congresso Interinstitucional de iniciação científica, 8., 2014, Campinas. Anais... Campinas: Instituto Agronômico (IAC), 2014. RE Nº 14403. 8 p

FERNANDES, S. A. P.; BETTIOL, W; CERRI, C. C. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. **Applied Soil Ecology**, v. 30, p. 65-77, 2005a. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2004.03.008.

FERNANDES, S. A. P.; BETTIOL, W; CERRI, C. C; CAMARGO, P. Sewage sludge effects on gas fluxes at the soil-atmosphere interface, on soil 13C and on total soil carbon and nitrogen. **Geoderma**, v.125, p. 49-57, 2005b. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.06.008.

FERRARA, A. M.; AVATANEO, M.; NAPPI, P. **First experiments of compost suppressiveness to some phytopathogens.** In: BERTOLDI, M.; SEQUI, P.; LEMMES, B. (ed.), The Science of Composting. Glasgow: Blackie Academic Part 2, 1996, p. 1157-1160.

GADIOLI, J. L.; FORTES NETO, P. Rendimento de milho e de feijão preto cultivado em solo acrescido de lodo de esgoto. **Sanare**. **Revista Técnica da Sanepar**, v. 21, p. 53-58, 2004.

GALDOS, M. V.; DE MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em um Latossolo Vermelho eutroférrico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 569-577, 2004. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000300017.

GHINI, R.; PATRÍCIO, F. R. A.; BETTIOL, W.; ALMEIDA, I. M. G.; MAIA, A. D. H. N. Effect of sewage sludge on suppressiveness to soil-borne plant pathogens. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, p. 2797-2805, 2007. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.06.002.

GHINI, R.; FORTES, N. L. P.; NAVAS-CORTES, J. A.; SILVA, C. A., BETTIOL, W. Combined effects of soil biotic and abiotic factors, influenced by sewage sludge incorporation, on the incidence of corn stalk rot. **PLoS ONE,** v. 11, e0155536, 2016. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155536.

GRUTZMACHER, P. **Estoque de carbono no solo e emissão de gases de efeito estufa em sistema de produção de milho com uso de lodo de esgoto**. 2016. 104 f. Tese (Doutorado) – Instituto Agronômico de Campinas, Campinas.

HECK, D. W.; GHINI, R.; BETTIOL, W. Deciphering the suppressiveness of banana Fusarium wilt with organic residues. **Applied Soil Ecology**, v. 138, p. 47-60, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.02.021

HOITINK, H. A. J.; BOEHM, M. J. Biocontrol within the contest of soil microbial communities: a substrate-dependent phenomenon. **Annual Review Phytopathology**, v. 37, p. 427-446, 1999. DOI: https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.37.1.427.

HUANG, X.; SHI, D.; SUN, F.; LU, H.; LIU, J.; WU, W. Efficacy of sludge and manure compost amendments against Fusarium wilt of cucumber. **Environmental Science Pollution Research**, v. 19, p. 3895-3905, 2012. DOI: https://doi.org/10.1007/s11356-012-1025-7.

IPCC - International Panel on Climate Change. **Chapter 11: N_2O emissions from managed soils, and CO_2 emissions from lime and urea application.** In: DE KLEIN, C.; NOVOA, R. S. A; OGLE, S.; SMITH, K. A.; ROCHETTE, P.; WIRTH, T. C.; McCONKEY, B. G.; MOSIER, A.; RYPDAL, K. (ed.), Intergovernmental Panel on Climate Change, 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Agriculture, Forestry and Other Land Use Intergovernmental Panel on Climate Change http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf. Acesso em: 24 Jun. 2020.

JANZEN, H. H. Carbon cycling in earth systems - a soil science perspective**. Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 104, p. 399-417, 2004. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.040.

KIM, K. D., NEMEC, S., MUSSON, G. Effects of composts and soil amendments on soil microflora and Phytophthora root and crown root of bell pepper. **Crop Protection**, v. 16, p. 165-172, 1997. DOI: https://doi.org/10.1016/S0261-2194(96)00074-9.

KRAHEMBUHL, C. B. B. P. **Emissão de gases de efeito estufa na disposição final de lodo de esgoto**. 2021. 65 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto Agronômico de Campinas, Campinas.

KUTER, G. A; HOITINK, H. A. J.; CHEN, W. Effects of municipal sludge compost curing time on suppression of *Pythium* and *Rhizoctonia* of ornamental plants. **Plant Disease**, v. 72, p. 751-756, 1988. DOI: https://doi.org/10.1094/PD-72-0751.

LA SCALA, N.; FIGUEIREDO, E. B.; PANOSSO, A. R. A review on soil carbon accumulation due to the management change of major Brazilian agricultural activities. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, p. 775-785, 2012. DOI: https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000400012.

LAL, R. Managing soils and ecosystems for mitigating anthropogenic carbon emissions and advancing global food security. **BioScience**, v. 60, p. 708-721, 2010. DOI: https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.9.8.

LEONI, C.; GHINI, R. Sewage sludge effect on management of *Phytophthora nicotianae* in citrus. **Crop Protection**, v. 25, p. 10-22, 2006. DOI: https://doi.org/10.1016/j.cropro.2005.03.004.

LEWIS, J. A., LUMSDEN, R. D., MILLNER, P. D., KEINATH, A. P. Suppression of damping-off of peas and cotton in the field with composted sewage sludge. **Crop Protection**, v. 11, p. 260-266, 1992. DOI: https://doi.org/10.1016/0261-2194(92)90047-9.

LOBO, T. F.; GRASSI FILHO, H. Níveis de lodo de esgoto na produtividade do girassol**. Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal**, v. 7, p. 16-25, 2007. DOI: http://dx.doi.org/10.4067/S0718-27912007000300002.

LUMSDEN, R. D., LEWIS, J. A., MILLNER, P. D. Effect of composted sewage sludge on several soilborne pathogens and diseases. **Phytopathology**, v. 73, p. 1543-1548, 1983.

LUMSDEN, R. D., MILLNER, P. D., LEWIS, J. A. Suppression of lettuce drop caused by *Sclerotinia minor* with composted sewage sludge. **Plant Disease**, v. 70, p. 197-201, 1986.

MACEDO, F. G.; MELO, W. J.; MERLINO, L. C. S.; RIBEIRO, M. H.; CAMACHO, M. A.; MELO, G. M. P. Agronomic traits of corn fertilized with sewage sludge. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 43, p. 1790-1799, 2012. DOI: http://dx.doi.org/10.1080/00103624.2012.684987.

MAIA, F. C. V.; LIMA, S. O.; BENÍCIO, L. P. F.; FREITAS, G. A.; FURLAN, J. C. Qualidade física do solo após aplicação de lodo de esgoto. **Nativa**, v. 6, p. 345-351, 2018. DOI: http://dx.doi.org/10.31413/nativa.v6i4.5088.

MAIO, M. M.; SAMPAIO, R. A.; NASCIMENTO, A. L.; PRATES, F. B. S.; RODRIGUES, M. N.; SILVA, H. P.; DIAS, A. N.; FREITAS, C. E. S. Atributos físicos do solo, adubado com lodo de esgoto e silicato de cálcio e magnésio. **Revista Ceres**, v. 58, p. 823-830, 2011. DOI: https://doi.org/10.1590/S0034-737X2011000600021.

MARCIANO, C. R. **Incorporação de resíduos urbanos e as propriedades físico-hídricas de um Latossolo Vermelho-amarelo**. 1999. 93 f. Tese (Doutorado) - Piracicaba: USP, Esalq, Piracicaba.

MARQUES, M. O.; BELLINGIERI, P. A.; MARQUES, T. A.; NOGUEIRA, T. A. R. Qualidade e produtividade da cana-de-açúcar cultivada em solo com doses crescentes de lodo de esgoto. **Bioscience Journal**, v. 23, p. 111-122, 2007.

MELLO, F. F. C.; CERRI, C. E. P.; BERNOUX, M.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C. **Potential of soil carbon sequestration for the Brazilian Atlantic Region.** In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C. E. P. Carbon sequestration in soils of Latin America. New York, Haworth, 2006. pp. 349-368.

MELO, W.; DELARICA, D.; GUEDES, A.; LAVEZZO, L.; DONHA, R.; ARAÚJO, A.; MELO, G.; MACEDO, F. Ten years of application of sewage sludge on tropical soil. A balance sheet on agricultural crops and environmental quality. **Science of the Total Environment**, v. 643, p. 1493-1501, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.254.

MILLNER, P. D., LUMSDEN, R. D., LEWIS, J. A. Controlling plant disease with sludge compost. **BioCycle**, v. 23, p. 50-52, 1982.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: Editora UFLA, 2002. 626 p.

NELSON, E. B.; BOEHM, M. J. Compost-induced suppression of turf grass diseases. **BioCycle**, v. 43, p. 51-55, 2002.

NELSON, E. B., CRAFT, C. M. Suppression of dollar spot on creeping bentgrass and annual bluegrass turf with compost- amended topdressings. **Plant Disease**, v. 76, p. 954-958, 1992. DOI: https://doi.org/10.1094/PD-76-0954.

NOGUEIRA, T. A. R.; FRANCO, A.; HE, Z.; BRAGA, V. S.; FIRME, L. P.; ABREU-JUNIOR, C. H. Short-term usage of sewage sludge as organic fertilizer to sugarcane in a tropical soil bears little threat of heavy metal contamination. **Journal of Environmental Management**, v. 114, p. 168-177, 2013. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.09.012.

NOGUEIRA, T. A. R.; OLIVEIRA, L. R.; MELO, W. J.; FONSECA, I. M.; MELO, G. M. P.; MELO, V. P.; MARQUES, M. O. Cádmio, cromo, chumbo e zinco em plantas de milho e em latossolo após nove aplicações anuais de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2195-2207, 2008. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000500040.

OLIVEIRA, F. C. **Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num Latossolo Vermelho-amarelo cultivado com cana-de-açúcar**. 2000. 247 f. Tese (Doutorado) - Piracicaba: USP-Esalq, Piracicaba.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ROSSETO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em um latossolo amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 505-519, 2002. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832002000200025.

PINTO, Z. V.; MORANDI, M. A. B.; BETTIOL, W. Induction of suppressiveness to Fusarium wilt of chrysanthemum with composted sewage sludge. **Tropical Plant Pathology**, v. 38, p. 414-422, 2013. DOI: https://doi.org/10.1590/S1982-56762013005000026.

PIRES, A. M. M.; ANDRADE, C. A. **Recomendação de dose de lodo de esgoto: a questão do nitrogênio**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2014. 7 p. (Embrapa Meio Ambiente. Comunicado Técnico, 52).

PIRES, A. M. M.; ANDRADE, C. A.; SOUZA, N. A. P.; CARMO, J. B.; COSCIONE, A. R.; CARVALHO, C. S. Disponibilidade e mineralização do nitrogênio após aplicações sucessivas de lodo de esgoto no solo, estimadas por meio de incubação anaeróbica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, p. 333-342, 2015. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-204X2015000400009.

PITOMBO, L. M.; CARMO, J. B.; DE MARIA, I. C.; ANDRADE, C. A. Carbon sequestration and greenhouse gases emissions in soil under sewage sludge residual effects. **Scientia Agricola**, v. 72, p. 147-156, 2015. DOI: https://doi.org/10.1590/0103-9016-2013-0352.

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A.; BETTIOL, W.; DYNIA, J. F. Efeito de aplicações de lodos de esgoto sobre os teores de metais pesados em folhas e grãos de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 583–594, 2006. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832006000300018.

RIBEIRINHO, V. S.; MELO, W. J.; SILVA, D. H.; FIGUEIREDO, L. A.; MELO, G. M. P. Fertilidade do solo, estado nutricional e produtividade de girassol em função da aplicação de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 42, p. 166-173, 2012. DOI: https://doi.org/10.1590/S1983-40632012000200002

SANT-ANNA, S. A. C.; JANTALIA, C. P.; SÁ, J. M.; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil organic carbon during 22 years of pastures, cropping or integrated crop/livestock systems in the Brazilian Cerrado. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 108, p. 101-120, 2017. DOI: 10.1007/s10705-016-9812-z.

SANTOS, I.; BETTIOL, W. Effect of sewage sludge on the rot and seedling damping-off of bean plants caused by *Sclerotium rolfsii*. **Crop Protection**, v. 22, p. 1093-1097, 2003. DOI: 10.1016/S0261-2194(03)00140-6.

SANTOS, I., MAZZEO, A. N., BETTIOL, W. Efeito do lodo de esgoto no tombamento de plântulas de pepino induzido por *Pythium aphanidermatum*. **Summa Phytopathologica,** v. 26, p. 141, 2000.

SCHNEIDER, R. W. **Suppressive soils and plant disease**. St. Paul: APS Press, 1982. 85 p.

SIX, J.; CONANT, R. T.; PAUL, E. A.; PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C saturation of soils. **Plant and Soil**, v. 241, p. 155-176, 2002. DOI: https://doi.org/10.1023/A:1016125726789

SMIL, V. **Enriching the Earth: Fritz Haber, Carl Bosch, and the Transformation of World Food Production**. Cambridge: MIT Press, 2004. 360 p.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Série Histórica: Água e Esgotos**. Disponível em: http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/. Acesso em: 09 dez. 2021.

STEWART, C. E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R. T.; PLANTE, A. F.; SIX, J. Soil C saturation: Concept, evidence, and evaluation. **Biogeochemistry**, v. 86 p. 19-31, 2007. DOI: https://doi.org/10.1007/s10533-007-9140-0.

STOCKMANN, U.; ADAMS, M. A.; CRAWFORD, J. W.; FIELD, D. J.; HENAKAARCHCHI, N.; JENKINS, M; MINASNY, B.; MCBRATEY, A. B.; COURCELLES, V. R.; SINGH, K.; WHEELER, I.; ABBOTT, L.; ANGERS, D. A.; BALDOCK, J.; BIRD, M.; BROOKES, P. C.; CHENU, C.; JASTROW, J. D.; LAL, R.; LEHMANN, J.; O'DONNELL, A. G.; PARTON, W. J.; WHITEHEAD, D.; ZIMMERNMANN, M. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. **Agriculture, Ecosystems & Environmental**, v. 164, p. 80-99, 2013. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001.

TASSO JÚNIOR, L. C.; MARQUES, M. O.; FRANCO, A.; NOGUEIRA, G. A.; NOBILE, F. O.; CAMILOTTI, F.; SILVA, A. R. Produtividade e qualidade de cana-de-açúcar cultivada em solo tratado com lodo de esgoto e vinhaça. **Engenharia Agrícola**, v. 27, p. 276-283, 2007. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-69162007000100022.

TEIXEIRA, L. A. J.; BERTON, R. S.; COSCIONE, A. R.; SAES, L. A.; CHIBA, M. K. Agronomic efficiency of biosolid as source of nitrogen to banana plants. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2015, article ID 873504, 2015. DOI: https://doi.org/10.1155/2015/873504.

TENUTA, M.; LAZAROVITS, G. Ammonia and nitrous acid from nitrogenous amendments kill the microsclerotia of *Verticillium dahliae*. **Phytopathology**, v. 92, p. 255-264, 2002. DOI: https://doi.org/10.1094/PHYTO.2002.92.3.255.

TERRY, R. E.; NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Carbon cycling during sewage sludge decomposition in soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 43, p. 494-499, 1979. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj1979.03615995004300030013x.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stableaggregates in soils. **European Journal of Soil Science**, v. 62, p. 141-163, 1982. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x.

TSUTYIA, M.T. **A**lternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. 2000, p. 69-105.

VAZ, L. M. S; GONÇALVES, J. L. M. Uso de biossólidos em povoamento de eucalipto: efeito em atributos químicos do solo, no crescimento e na absorção de nutrientes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 747-758, 2002. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832002000300020.

WISEMAN, J. T.; ZIBILSKE, L. M. Effect of sludge application sequence on carbon and nitrogen mineralization in soil. **Journal of Environmental Quality**, v. 17, p. 334-339, 1988. DOI: https://doi.org/10.2134/jeq1988.00472425001700020030x.

YADA, M. M.; MELO, W. J.; MINGOTTE, F. L. C.; MELO, V. P.; MELO, G. M. P. Chemical and biochemical properties of Oxisol after sewage sludge application for 16 years. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 1302-1310, 2015. DOI: https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20140728.

YANG, Z.; SINGHT, B. R.; SITAULA, B. K. Fractions of organic carbon in soils under different crop rotation, cover crop and fertilization practices. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 70, p. 161-166, 2004. DOI: https://doi.org/10.1023/B:FRES.0000048479.30593.ea.

Capítulo 18

Uso dos dejetos de animais na agricultura

Rodrigo da Silveira Nicoloso

Introdução

O Brasil é um dos maiores produtores de commodities agrícolas do mundo. Em 2017, o país tinha cerca de 67 milhões de hectares de lavouras temporárias em produção (IBGE, 2017). Esse número representa um incremento de, aproximadamente, 34% em relação à área verificada no Censo Agropecuário de 2006, que era de, aproximadamente, 50 milhões de hectares de lavouras temporárias (IBGE, 2006). As culturas da soja e do milho se destacam neste cenário, ocupando cerca de 69% da área cultivada, ou seja, 46 milhões de hectares em 2017, com uma produção total de 191 milhões de toneladas de grãos. Em comparação com o censo de 2006, o incremento de área plantada com soja e milho no Brasil foi de 57%, enquanto que o aumento na produção de grãos chegou a 118% conforme dados de 2017 (IBGE, 2017). Estes resultados indicam que o aumento na produção de grãos no país pode ser em grande parte atribuído ao ganho de eficiência e produtividade decorrentes dos avanços em manejo e fertilidade do solo, melhoramento genético de plantas, controle de invasoras, pragas e doenças, entre outras tecnologias que contribuíram significativamente com o aperfeiçoamento dos sistemas de produção agrícolas empregados no Brasil.

A crescente produção agrícola brasileira também elevou, consideravelmente, a demanda por fertilizantes para atender as diferentes cadeias produtivas. Dados da Associação Nacional para Difusão de Adubos (ANDA) indicam que o consumo aparente de nitrogênio (N) no Brasil, praticamente, dobrou entre 2006 e 2017, saltando de 2,4 milhões para 4,6 milhões de toneladas neste período (NPCT, 2021). Para fósforo e potássio, o consumo aparente destes nutrientes cresceu de 3,2 e 3,6 milhões de toneladas de P_2O_5 e K_2O em 2006,

para 5,4 milhões e 5,9 milhões de toneladas em 2017, com um incremento de 68% e 64%, respectivamente. Os fertilizantes compõem parte significativa do custo de produção na agricultura, especialmente em épocas de forte desvalorização cambial da moeda brasileira. Em 2020, as despesas com fertilizantes representaram cerca de 23% e 34% do custo variável de produção da soja e do milho, respectivamente, na Região Sul do Brasil (CONAB, 2020). No estado do Mato Grosso, levantamento do IMEA (2020) apontou que os gastos com fertilizantes impactaram, respectivamente, em 33% e 38% do custo variável da soja e do milho. Neste cenário, o uso de fontes alternativas de nutrientes, como os adubos orgânicos, pode ser uma estratégia importante para reduzir o custo de produção na agricultura.

Os dejetos de animais (bovinos, suínos e aves) e a vinhaça da cana-de-açúcar são as principais fontes de adubos orgânicos disponíveis no Brasil, conforme estudo elaborado pelo BNDES Setorial (Cruz et al., 2017). Este estudo apontou que os dejetos de animais geraram o equivalente a 1,8, 1,0 e 1,4 milhão de toneladas de N, P_2O_5 e K_2O, respectivamente, conforme estimado pelo efetivo de rebanho de bovinos, suínos e aves alojado no país em 2015. Assim, a reciclagem dos nutrientes contidos nos dejetos de animais equivaleu, potencialmente, a 50%, 22% e 26% da demanda anual destes nutrientes de toda a agricultura brasileira no ano de 2015, que foi de 3,6, 4,6 e 5,3 milhões de toneladas de N, P_2O_5 e K_2O, respectivamente. Destaca-se, no entanto, que grande parte destes nutrientes é reciclada diretamente pela deposição das fezes e urina dos animais nas áreas de pastagem, especialmente no caso da bovinocultura extensiva. Apesar desses dejetos não estarem disponíveis para coleta e distribuição em outras áreas como fertilizantes, eles contribuem significativamente com a ciclagem de nutrientes nas áreas de pastejo, reduzindo a demanda por fertilizantes minerais (CQFS-RS/SC, 2016; NEPAR-SBCS, 2019).

Diversos estudos foram conduzidos avaliando o potencial de se substituir o uso dos fertilizantes minerais por diferentes fontes de adubos orgânicos no Brasil (Tabela 1). Os resultados destes estudos demonstraram que, quando doses equivalentes de nutrientes disponíveis são aplicadas, as produtividades obtidas com a adubação orgânica são similares àquelas alcançadas em áreas adubadas com fertilizantes minerais solúveis (ureia, superfosfatos e cloreto de potássio, entre outros). Na média dos estudos, verifica-se um rendimento relativo médio de 99% (variando de 70% até 119%) com o uso dos dejetos de animais (cama de aves, dejeto líquido de suínos e dejeto líquido de bovinos) em relação aos fertilizantes minerais para as culturas da soja, milho e trigo. Nas áreas sem adubação, foi observado um rendimento médio de apenas 57% em comparação aos fertilizantes minerais, indicando que houve resposta significativa à adubação

nos mesmos estudos. Uma meta-análise avaliando o efeito do uso de dejetos de animais em substituição aos fertilizantes minerais, com 101 estudos realizados em 15 países, apontou um incremento médio de produtividade de 5,2% para culturas de grãos (Xia et al., 2017). Os autores atribuíram estes resultados ao incremento de 8,8% e 10,4% na absorção e na eficiência de uso de nitrogênio pelas culturas adubadas com dejetos de animais em comparação com aquelas adubadas com fertilizantes minerais. Desta maneira, verifica-se a viabilidade técnica do uso dos dejetos de animais em substituição aos fertilizantes minerais como fonte de nutrientes para a agricultura.

Tabela 1. Rendimento de grãos de milho, trigo e soja adubados com fertilizantes minerais e adubos orgânicos em diferentes regiões do Brasil.

Local	Solo	Argila	Cultura	Fonte	Dose[9]	Aporte de nutrientes[10]			RG	RR
		%			m³/ha ou t/ha	N	P_2O_5	K_2O	t/ha	%
						---- kg/ha ----				
Santa Maria, RS[1]	Argissolo	11	Milho	SA	0	0	0	0	2,2	34
Santa Maria, RS[1]	Argissolo	11	Milho	MIN	0	100	n/d	n/d	6,4	100
Santa Maria, RS[1]	Argissolo	11	Milho	DLS	55	100	n/d	n/d	4,5	70
Santa Maria, RS[1]	Argissolo	11	Milho	DLB	39	92	n/d	n/d	5,7	89
Santa Maria, RS[2]	Argissolo	11	Milho	SA	0	0	0	0	3	47
Santa Maria, RS[2]	Argissolo	11	Milho	MIN	0	120	n/d	n/d	6,4	100
Santa Maria, RS[2]	Argissolo	11	Milho	DLS	22	123	n/d	n/d	7,3	114
Santa Maria, RS[2]	Argissolo	11	Milho	DLB	149	214	n/d	n/d	7,6	119
Campos Novos, SC[3]	Latossolo	68	Milho	SA	0	0	0	0	3,3	51
Campos Novos, SC[3]	Latossolo	68	Milho	MIN	0	146	112	74	6,5	100
Campos Novos, SC[3]	Latossolo	68	Milho	DLS	25	89	36	40	5,9	91
Campos Novos, SC[3]	Latossolo	68	Milho	DLS	50	178	72	80	7,2	111
Concórdia, SC[4]	Nitossolo	25	Milho	SA	0	0	0	0	7,2	81
Concórdia, SC[4]	Nitossolo	25	Milho	MIN	0	140	115	77	8,9	100
Concórdia, SC[4]	Nitossolo	25	Milho	DLS	37	140	115	77	8,9	100
Concórdia, SC[4]	Nitossolo	25	Milho	SA	0	0	0	0	3,3	48
Concórdia, SC[4]	Nitossolo	25	Milho	MIN	0	140	115	77	6,9	100
Concórdia, SC[4]	Nitossolo	25	Milho	DLS	81	140	115	77	6,9	100
Concórdia, SC[4]	Nitossolo	25	Milho	CA	8	200	182	140	6,6	96
Marechal Cândido Rondon, PR[5]	Latossolo	64	Milho	MIN	0	120	52	30	7,2	100
Marechal Cândido Rondon, PR[5]	Latossolo	64	Milho	DLS	38	120	52	30	6,4	89
Marechal Cândido Rondon, PR[5]	Latossolo	64	Trigo	MIN	0	50	20	30	1,6	100

Continua

Tabela 1. Continuação

Local	Solo	Argila	Cultura	Fonte	Dose[9]	Aporte de nutrientes[10]			RG	RR
		%			m³/ha ou t/ha	N	P_2O_5	K_2O	t/ha	%
						---- kg/ha ----				
Marechal Cândido Rondon, PR[5]	Latossolo	64	Trigo	DLS	25	50	15	18	1,6	100
Cascavel, PR[6]	Latossolo	25	Soja	SA	0	0	0	0	2,6	84
Cascavel, PR[6]	Latossolo	25	Soja	MIN	0	0	50	50	3,1	100
Cascavel, PR[6]	Latossolo	25	Soja	DLS	100	80	21	60	2,8	90
Cascavel, PR[6]	Latossolo	25	Soja	DLS	200	160	42	120	2,7	87
Cascavel, PR[6]	Latossolo	25	Soja	DLS	300	240	63	180	3,0	97
Santa Tereza do Oeste, PR[7]	Latossolo	60	Soja	MIN	0	12	90	30	4,4	100
Santa Tereza do Oeste, PR[7]	Latossolo	60	Soja	CA	1,2	54	44	26	4,9	111
Santa Tereza do Oeste, PR[7]	Latossolo	60	Soja	CA	2,4	108	87	52	4,6	105
Santa Tereza do Oeste, PR[7]	Latossolo	60	Soja	CA	3,6	161	131	78	4,7	107
Santa Tereza do Oeste, PR[7]	Latossolo	60	Soja	DLS	48	24	22	32	4,8	109
Santa Tereza do Oeste, PR[7]	Latossolo	60	Soja	DLS	96	49	44	64	4,9	111
Santa Tereza do Oeste, PR[7]	Latossolo	60	Soja	DLS	144	73	66	95	5,0	114
Rio Verde, GO[8]	Latossolo	49	Soja	MIN	0	7	74	74	4,1	100
Rio Verde, GO[8]	Latossolo	49	Soja	DLS	25	36	8	27	3,4	83
Rio Verde, GO[8]	Latossolo	49	Soja	DLS	0	0	0	0	3,9	95

[1]Marchezan et al. (2020); [2]Bacca et al. (2020); [3]Cassol et al. (2012); [4]Nicoloso et al. (dados não publicados); [5]Costa et al. (2011); [6]Smanhotto et al. (2013); [7]Blanco (2015); [8]Rocha Junior et al. (2017); [9]Dose de adubo orgânico em m³/ha para dejeto líquido de suínos (DLS) e dejeto líquido de bovinos (DLB) ou t/ha para cama de aves (CA); [10]Nutrientes totais; RG = rendimento de grãos; RR = rendimento relativo aos fertilizantes minerais (MIN); AS = sem adubação.

Características dos dejetos de bovinos, suínos e aves

Assim como na agricultura, a necessidade de aumento de escala e ganho de eficiência na produção animal tem fomentado o surgimento de novas tecnologias para melhoria do desempenho dos rebanhos, tanto pelo melhoramento genético animal quanto pela busca de melhor conversão alimentar. Em relação aos processos criatórios, também se nota a expansão da criação de animais em confinamento, com destaque para a avicultura e a suinocultura, que há décadas empregam sistemas especializados de confinamento que abrangem quase que a totalidade do rebanho comercial alojado no Brasil. Na bovinocultura, o confinamento de animais também tem se expandido no Brasil, embora ainda represente uma fração do rebanho alojado no país.

Uma das características marcantes dos confinamentos, principalmente da suinocultura e bovinocultura de leite, é a produção de grandes volumes de dejetos na forma líquida. Os dejetos líquidos de suínos (DLS) e bovinos (DLB) são compostos por fezes, urina, pelos dos animais, sobras de ração e volumoso,

água desperdiçada dos bebedouros, água utilizada no controle da ambiência e na higienização das instalações, além de detritos (areia, cimento) oriundos do desgaste das instalações ou solo dos currais. Também contribuem para aumento de volume de dejetos as eventuais entradas de água no sistema de escoamento e nas estruturas de armazenamento dos dejetos líquidos (esterqueiras), principalmente quando estas não são cobertas (Souza et al., 2016).

A produção de aves em confinamento demanda o uso de um substrato para absorção dos excrementos das aves, gerando um adubo orgânico com menor teor de umidade. Na avicultura de corte industrial, utiliza-se majoritariamente a maravalha de eucalipto, padronizada e tratada para ser usada como cama de aviário. No intervalo entre os lotes (45 dias, aproximadamente), a cama é manejada para controle de patógenos e retirada de cascão (partes com excesso de umidade e endurecidas), quando também parte do substrato é renovado. Normalmente, após 12 até 30 lotes, dependendo das condições de umidade da cama e aspectos sanitários do aviário, a cama é totalmente removida e passa por um processo de compostagem, quando pode ser utilizada como adubo orgânico na agricultura.

As fezes e urina dos animais em confinamento aportam quantidades significativas de carbono (C), macronutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio, enxofre, cálcio e magnésio) e micronutrientes (cobre e zinco, entre outros) aos dejetos de animais, o que torna interessante a sua reciclagem como adubo orgânico na agricultura (Tabela 2). Historicamente, esta é a prática preferencial para manejo e destinação destes resíduos no Brasil e no mundo. O uso destes resíduos como adubo orgânico, quando realizada de maneira compatível com a demanda de nutrientes nas áreas agrícolas disponíveis para reciclagem destes resíduos, também é a principal estratégia de gestão ambiental destas atividades, inclusive para fins de licenciamento ambiental (Aita et al., 2014; IMA/SC, 2014; CONSEMA/SC; 2019; Nicoloso; Oliveira, 2016).

Tabela 2. Teores de matéria seca (MS), carbono (C), nitrogênio (N) e equivalentes em pentóxido de fósforo (P_2O_5) e óxido de potássio (K_2O) de alguns dejetos de animais.

Fonte	Adubo orgânico	MS	C	N	P_2O_5	K_2O	C/N
	Dejetos líquidos	% (m/v)	——— kg/m³ ———				
CQFS-RS/SC (2016)	Dejeto Líquido de Suínos	3,0	9,0	2,8	2,4	1,5	3,2
CQFS-RS/SC (2016)	Dejeto Líquido de Bovinos	4,0	13,0	1,4	0,8	1,4	9,3
NEPAR-SBCS (2019)	Dejeto Líquido de Suínos	3,7	12,0	2,7	3,4	1,8	4,4
NEPAR-SBCS (2019)	Dejeto Líquido de Bovinos	6,9	15,0	1,6	1,3	3,4	9,4
Nicoloso et al. (2019)	Digestato de dejetos de suínos	1,0	2,8	1,6	0,5	0,9	1,8

Continua

Tabela 2. Continuação

Fonte	Adubo orgânico	MS	C	N	P_2O_5	K_2O	C/N
	Dejetos líquidos	% (m/v)	——— kg/m³ ———				
	Adubos sólidos	———— % (m/m) ————					
CQFS-RS/SC (2016)	Cama de frango (3 - 4 lotes)	75,0	30,0	3,2	3,5	2,5	9,4
CQFS-RS/SC (2016)	Cama de frango (5 - 6 lotes)	75,0	28,0	3,5	3,8	3,0	8,0
CQFS-RS/SC (2016)	Cama de frango (7 - 8 lotes)	75,0	25,0	3,8	4,0	3,5	6,6
CQFS-RS/SC (2016)	Cama de peru (2 lotes)	75,0	23,0	5,0	4,0	4,0	4,6
CQFS-RS/SC (2016)	Cama de poedeira	72,0	30,0	1,6	4,9	1,9	18,8
CQFS-RS/SC (2016)	Cama sobreposta de suínos	40,0	18,0	1,5	2,6	1,8	12,0
CQFS-RS/SC (2016)	Composto de dejeto de suínos	40,0	42,0	1,6	2,5	2,3	26,3
CQFS-RS/SC (2016)	Esterco sólido de suínos	25,0	20,0	2,1	2,8	2,9	9,5
CQFS-RS/SC (2016)	Esterco sólido de bovinos	20,0	30,0	1,5	1,4	1,5	20,0
NEPAR-SBCS (2019)	Cama de frango (Campos Gerais)	67,0	26,8	2,5	1,9	1,3	10,7
NEPAR-SBCS (2019)	Cama de frango (Paraná)	73,0	29,2	2,7	3,0	3,0	10,8
NEPAR-SBCS (2019)	Cama de frango (2 - 5 lotes)	71,0	28,4	2,6	2,7	3,4	10,9
NEPAR-SBCS (2019)	Cama de frango (6 - 9 lotes)	80,0	32,0	3,2	3,6	3,2	10,0
NEPAR-SBCS (2019)	Esterco de poedeiras	32,0	12,8	2,2	3,4	1,3	5,8
NEPAR-SBCS (2019)	Cama de peru	56,0	22,4	3,2	3,9	2,5	7,0
NEPAR-SBCS (2019)	Esterco sólido de bovinos	28,0	11,2	1,5	1,1	1,3	7,5
Nicoloso et al. (2019)	Lodo de biodigestor (dejetos de suínos)	6,5	40,0	7,8	11,1	1,7	5,1
Dalla Costa et al. (2015)	Sólido separado de dejetos de suínos	16,5	40,0	2,7	1,6	0,7	14,8

Os dejetos de animais possuem características distintas em função da categoria animal (espécie e fase de criação), sua eficiência digestiva, e da própria fonte de alimento que os animais consomem. Enquanto que os bovinos são alimentados majoritariamente com alimentos volumosos (pasto, silagem e feno) e suplementados com ração (farelo de soja, milho e aditivos em diferentes proporções), os suínos e as aves, em confinamento industrial, são alimentados exclusivamente com ração balanceada à base de farelo de soja, milho e outros ingredientes. No entanto, o uso de maravalha confere à cama de aves características totalmente distintas dos dejetos líquidos de suínos e bovinos no que se refere ao seu teor de matéria seca, concentração e disponibilidade de nutrientes como adubo orgânico. Além disto, também os sistemas de manejo ou tratamento dos dejetos podem alterar significativamente a concentração e disponibilidade de carbono e nutrientes nestes resíduos.

Os estercos sólidos, de maneira geral, apresentam maior relação C/N e maiores teores de materiais lignificados e celulósicos de degradação mais lenta, que limitam a mineralização do N orgânico contido no esterco e a sua disponibilidade às plantas, em comparação aos dejetos líquidos. Scherer et al. (1996) e Miyazawa e Barbosa (2015) analisaram 98 e 37 amostras de dejetos líquidos de suínos, respectivamente, e observaram que, aproximadamente de 50% até 60% do N total destas amostras estava na forma amoniacal e os 50% a 40% restantes na forma orgânica. O N amoniacal tem disponibilidade imediata para as culturas agrícolas quando aplicado ao solo, porém, também está imediatamente sujeito às perdas por volatilização de amônia, entre outras rotas. Por outro lado, o N orgânico necessita ser mineralizado em um processo mediado pelos microrganismos do solo para estar disponível para as culturas agrícolas, o que condiciona que 80% do teor de N total dos dejetos líquidos de suínos sejam considerados disponíveis para o primeiro cultivo após a adubação (CQFS-RS/SC, 2016).

Os dejetos líquidos de bovinos, com maior quantidade de materiais lignificados e celulósicos do que os dejetos líquidos de suínos, têm 50% do seu conteúdo de N disponível para o primeiro cultivo após sua aplicação ao solo, valores similares aos da cama de frango (CQFS-RS/SC, 2016). Os estercos sólidos de bovinos e suínos têm índices de eficiência ainda menores, liberando 30% e 60% do N contido nestes estercos para o primeiro cultivo após a sua aplicação no solo, respectivamente. O tratamento dos dejetos de suínos por compostagem, que normalmente utiliza como substrato resíduos florestais (maravalha e/ou serragem), também reduz significativamente a disponibilidade do N às plantas (20% para o primeiro cultivo) em função da baixa degradabilidade dos resíduos florestais quando aplicados ao solo (Grave et al., 2015). Porém, em sentido contrário, a biodigestão dos dejetos de suínos promove a mineralização do N e demais nutrientes no efluente de biodigestores (digestato), tornando-os prontamente disponíveis para as culturas adubadas (Nicoloso et al., 2019).

Aporte de C via dejetos de animais e estoques de carbono orgânico total

Os dejetos de animais e demais adubos orgânicos diferem dos fertilizantes minerais por, além de aportarem N, P, K e outros nutrientes, também adicionarem carbono (C) ao solo em quantidades que podem ser significativas. Devido a isto, e dependendo da quantidade e qualidade do C adicionado ao solo pelos dejetos, podem ocorrer incrementos significativos dos estoques de matéria orgânica do solo. Xia et al. (2017) concluíram que os estoques de carbono orgânico total (COT) em solos adubados com dejetos de animais foram 33,3%

maiores do que em solos adubados com fertilizantes minerais na média de 22 estudos. Na mesma meta-análise, Xia et al. (2017) observaram que a taxa de sequestro de C foi em média 0,49 Mg C ha^{-1} ano^{-1} superior nos solos adubados com dejetos de animais do que naqueles sob adubação mineral. No entanto, o impacto da adubação orgânica sobre os estoques de carbono orgânico total e N total do solo depende do tipo de adubo orgânico, concentração e qualidade do C presente no adubo, e das quantidades que são adicionadas ao solo com a sua aplicação.

Wuaden et al (2020) compararam diferentes adubos orgânicos oriundos da suinocultura como fontes de 140 kg N-total ha^{-1} para a cultura do milho em um Nitossolo de Concórdia, SC. Na média de seis aplicações anuais, o aporte de C ao solo, pelos adubos orgânicos, foi de 0,7, 0,3 e 2,3 Mg C ha^{-1} ano^{-1} para o dejeto líquido de suínos, dejeto líquido de suínos tratado por biodigestão (digestato) e dejeto líquido de suínos tratado por compostagem (composto orgânico), respectivamente. Neste experimento, o aporte de C via dejetos de animais representou entre 6% a 44% do aporte de C pela parte aérea da cultura do milho (média de 5,2 Mg C ha^{-1} ano^{-1}). Rodrigues et al. (2021) testaram a cama sobreposta de suínos (dejeto obtido pela criação de suínos sobre cama de maravalha), dejeto líquido de bovinos e dejeto líquido de suínos como fontes de N para um sistema de culturas com milho, aveia e nabo forrageiro durante seis anos e, posteriormente, milho, aveia, feijão e trigo por outros seis anos em um Argissolo de Santa Maria, RS. O aporte médio anual de C ao solo variou entre 2,9 a 5,0 Mg C ha^{-1} ano^{-1} para a cama sobreposta de suínos, 1,6 a 1,8 Mg C ha^{-1} ano^{-1} para o dejeto líquido de bovinos e 0,5 a 0,6 Mg C ha^{-1} ano^{-1} para o dejeto líquido de suínos. Estes aportes de C, via dejetos de animais, representaram até 75% do aporte de C pela parte aérea das plantas cultivas naquelas parcelas adubadas com a cama sobreposta de suínos e apenas 7% nas parcelas adubadas com dejeto líquido de suínos. Neste trabalho, a dose aplicada de N total variou de 210 a 242 kg N-total ha^{-1} ano^{-1} para a cama sobreposta de suínos, 184 a 250 kg N-total ha^{-1} ano^{-1} para o dejeto líquido de bovinos e de 126 a 198 kg N-total ha^{-1} ano^{-1} para o dejeto líquido de suínos, visto que os autores consideraram os índices de eficiência agronômica de cada fonte para aportarem a mesma quantidade de N disponível para as culturas adubadas.

Os dejetos líquidos de suínos normalmente apresentam baixas concentrações de C (Tabela 2) e, portanto, quando aplicados nas doses necessárias para atender a demanda de N do milho, trigo ou pastagens, segundo recomendações agronômicas (normalmente < 200 kg N ha^{-1}), não aportam quantidades significativas de C ao solo (normalmente < 1 t C ha^{-1}). Além disto, o C proveniente dos dejetos de suínos é altamente lábil e se mineraliza rapidamente no solo,

sendo em grande parte emitido para a atmosfera como dióxido de carbono (CO_2) (Grave et al., 2015). Assim, não se observaram incrementos significativos de matéria orgânica do solo em áreas adubadas com dejetos líquidos de suínos em comparação com áreas adubadas com fertilizantes minerais (Rauber et al., 2012; Corrêa et al., 2019; Wuaden et al., 2020; Rodrigues et al., 2021). No entanto, os dejetos líquidos de suínos contribuem indiretamente para o acúmulo de C orgânico total pela melhoria da fertilidade do solo e aumento de produtividade das culturas agrícolas que, ao aportarem maior quantidade de biomassa ao solo (parte aérea e raízes), promovem o acúmulo de C orgânico total (Rodrigues et al., 2021).

Este efeito foi observado por Mafra et al. (2014), que reportaram aumento de produtividade do milho e aveia-preta sob plantio direto com aumento das doses de dejeto líquido de suínos, resultando em incremento dos estoques de C orgânico total em um Latossolo de Campos Novos, SC. Neste estudo, as doses de dejeto líquido de suínos variaram de 25 a 200 m^3 ha^{-1} ano^{-1}, o que representou um aporte de 90 a 720 kg N-total ha^{-1} ano^{-1} e 0,5 a 4,4 Mg C ha^{-1} ano^{-1}. Após aplicações anuais de dejeto líquido de suínos durante 11 anos, houve maior correlação entre a quantidade de C adicionado pela biomassa das culturas agrícolas com o aumento nos estoques de C orgânico total do solo (r = 0,99) do que entre o aporte de C via dejetos e os estoques de C orgânico total (r = 0,76). No entanto, fontes de adubos orgânicos mais recalcitrantes e que aportem maiores quantidades de C ao solo podem promover incrementos significativos nos estoques de matéria orgânica do solo.

Rodrigues et al. (2021) não observaram diferenças significativas entre os estoques de C orgânico total na camada de 0 cm a 20 cm do solo em áreas de plantio direto adubadas com dejeto líquido de suínos e fertilizantes minerais após 18 aplicações em 12 anos. Em comparação com áreas que não receberam adubação, a taxa de sequestro de C na camada superficial do solo (0 cm a 20 cm) foi de 0,05 e 0,13 Mg C ha^{-1} ano^{-1} nas áreas sob fertilização mineral e adubação com dejeto líquido de suínos, respectivamente. Nos tratamentos adubados com dejeto líquido de bovinos e cama sobreposta de suínos, houve incremento significativo nos estoques de C orgânico total, com taxas de sequestro de C de 0,27 e 0,72 Mg C ha^{-1} ano^{-1} em comparação com as áreas sem adubação, respectivamente. Neste estudo, houve correlação significativa entre o aporte total de C ao solo (parte aérea das culturas e dejetos de animais) e os estoques de C orgânico total na camada 0 cm a 20 cm do solo ($R^2 = 0,84$, $P = 0,02$), mas não para o aporte de C pelas culturas e estoques de C orgânico total na mesma camada ($R^2 = 0,34$, $P = 0,30$), ao contrário do observado por Mafra et al. (2014).

Em um Chernossolo no Kansas (EUA), Nicoloso et al. (2016; 2018) monitoraram os estoques de C orgânico total no solo em áreas de cultivo de milho sob preparo convencional e plantio direto entre 1992 e 2014 (Figura 1). Estas áreas receberam 168 kg N-disponível ha^{-1} ano^{-1} na forma de fertilizante mineral ou adubo orgânico em comparação a um tratamento controle sem adubação. Não houve diferenças de produtividade ou produção de biomassa do milho entre sistemas de preparo do solo e fontes de fertilizantes minerais ou adubos orgânicos. Entre 1992 e 2002, a fonte de adubo orgânico utilizada foi esterco de bovinos e no segundo período foi utilizado composto de resíduos orgânicos (mistura de esterco de bovinos, sobras de comida e palhas). O aporte médio anual de C pelos adubos orgânicos foi de 2,5 e 5,2 Mg C ha^{-1} ano^{-1} para o esterco de bovinos e composto de resíduos orgânicos, respectivamente. Estes aportes representavam em média 48% e 75% do aporte anual de C pela parte aérea do milho, na média dos tratamentos.

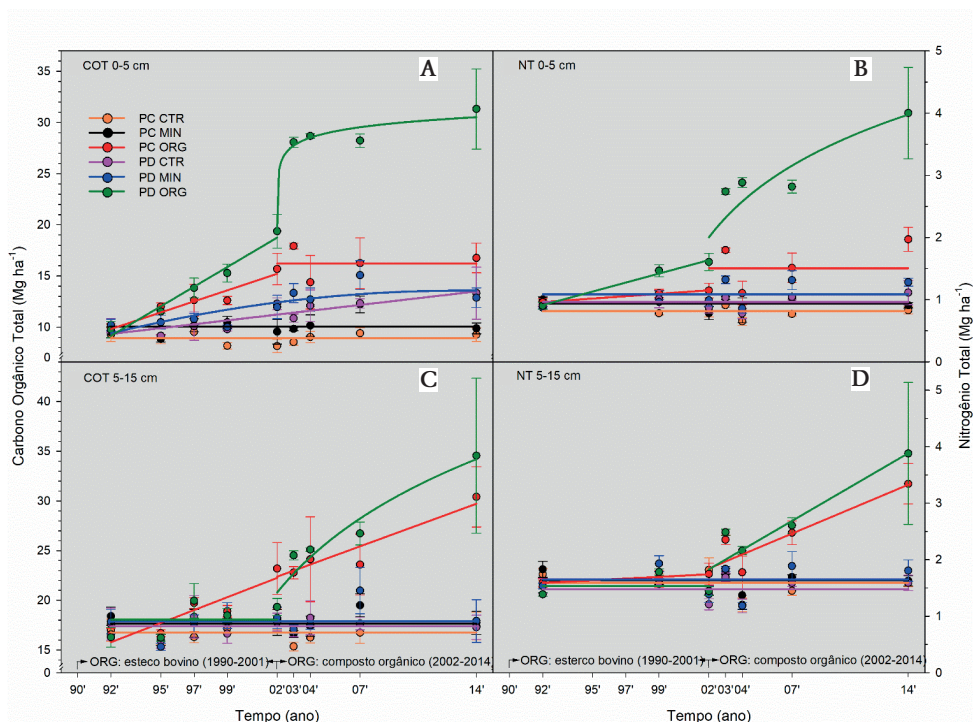



Figura 1. Dinâmica dos estoques de carbono orgânico total (A, C) e nitrogênio total (B, D) nas camadas 0 cm a 5 cm (A, B) e 5 cm a 15 cm (C, D) de um Chernossolo do Kansas sob preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), sem adubação (CTR), com adubação mineral (MIN) ou orgânica (ORG). As barras verticais são o erro padrão da média (n = 4).
Fonte: Adaptado de Nicoloso et al. (2016, 2018).

Os estoques de C orgânico total nas áreas de preparo convencional sem adubação ou com adubação mineral se mantiveram estáveis durante todo o período (1992 a 2014), enquanto que sob plantio direto houve aumento significativo de até 5 Mg C ha^{-1} na camada 0 cm a 5 cm do solo (Nicoloso et al., 2018). Nas áreas que receberam esterco de bovinos houve aumento significativo de, aproximadamente, 6 e 10 Mg C ha^{-1} nas áreas sob preparo convencional e plantio direto, respectivamente, nos primeiros 10 anos de avaliação (1992 - 2002) (Nicoloso et al., 2018). A partir de 2001, quando a fonte de adubo orgânico foi substituída pelo composto de resíduos orgânicos, os estoques de C orgânico total nas áreas de preparo convencional se mantiveram estáveis, enquanto que, sob plantio direto, houve incremento de outras 11 Mg C ha^{-1} na camada superficial do solo (0 cm a 5 cm). Na camada adjacente (5 cm a 15 cm) não houve mudanças nos estoques de C orgânico total para os tratamentos sob adubação mineral ou sem adubação em nenhum dos sistemas de preparo do solo (preparo convencional e plantio direto). No solo sob preparo convencional e adubação orgânica, houve incremento linear nos estoques de C orgânico total entre 1992 e 2014, com um incremento de, aproximadamente, 14 Mg C ha^{-1} no período. Na área sob plantio direto, os estoques de C orgânico total se mantiveram estáveis enquanto a fonte de adubo orgânico foi o esterco de bovinos. Com a substituição pelo composto de resíduos orgânicos, os estoques de C orgânico total aumentaram 16 Mg C ha^{-1} entre 2002 e 2014 (Nicoloso et al., 2018). Os estoques de N total das camadas 0 cm a 5 cm e 5 cm a 15 cm do solo tiveram comportamento semelhante. Nas áreas sem adubação ou adubadas com fertilizante mineral, não houve incrementos significativos nos estoques de N total para quaisquer dos sistemas de manejo do solo em nenhuma das camadas avaliadas. No entanto, houve incremento significativo nos estoques de N total nas áreas adubadas com os adubos orgânicos. Sob preparo convencional, houve incremento de aproximadamente 2,3 Mg N ha^{-1} ano^{-1} entre 1992 e 2014 no agregado das camadas 0 cm a 5 cm e 5 cm a 15 cm. Nas áreas sob plantio direto, o incremento nos estoques de N total foi de, aproximadamente, 5,4 Mg N ha^{-1} ano^{-1} no mesmo período, sendo que praticamente 90% deste aumento foi observado com a aplicação do composto de resíduos orgânicos.

Saturação de carbono orgânico total no solo adubado com dejetos de animais

O acúmulo de C orgânico total em solos agrícolas pode ser alcançado através do aumento do aporte de C ao solo por resíduos vegetais e dejetos de animais, assim como pela redução das taxas de mineralização do C orgânico total com a mínima mobilização do solo (plantio direto), o que promove a estabilização

do C recém-aportado ao solo (Fabrizzi et al., 2009; Stewart et al., 2008). A estabilização do C por sua vez depende da sua recalcitrância bioquímica, da sua interação com os minerais do solo e da proteção física que os agregados do solo conferem ao C, limitando o acesso da comunidade microbiana do solo a esta fonte de energia (Christensen, 1996; Sollins et al., 1996; Lützow et al., 2006; Lehmann; Kleber, 2015). Entre estes mecanismos, a proteção física do C orgânico total é apontada como um fator manejável e sensível às práticas agrícolas de preparo do solo, manejo de culturas e adubação. Assim, a redução da mobilização do solo associada ao maior aporte de C promove aumento da biomassa microbiana do solo e a formação de grandes agregados de solo, permitindo a estabilização do C e acúmulo de C orgânico total no solo (Chung et al., 2008; Fabrizzi et al., 2009; Mikha; Rice, 2004; Six et al., 2002, 2004).

Em diversos estudos, foi observada resposta linear dos estoques de C orgânico total ao aumento do aporte de C a solos com alto déficit de C orgânico. Isto ocorreu porque o C aportado ao solo é rapidamente estabilizado pelo aumento da agregação e interação com os minerais do solo (Hassink, 1997; Carter et al., 2003; Six et al., 2002). No entanto, à medida que os estoques de C orgânico total aumentam, os agregados e as superfícies minerais do solo perdem eficiência em proteger o C da atividade microbiana, limitando a capacidade do solo em acumular C (Six et al., 2000, 2002; Stewart et al., 2007, 2008). Quando os estoques de C orgânico total se aproximam da saturação, o aumento na taxa de aporte de C ao solo promove uma resposta assintótica dos estoques de C orgânico total no solo que tendem ao equilíbrio (Six et al., 2002; Stewart et al., 2007). Com a saturação dos mecanismos de proteção do C orgânico total (proteção física em agregados e interação com minerais do solo), apenas frações desprotegidas e dependentes do manejo do solo podem se acumular (Gulde et al., 2008; Six et al., 2002). Desta maneira, este processo de saturação determinaria a capacidade efetiva do solo em acumular C orgânico total (Six et al., 2002; Stewart et al., 2007).

O uso de adubos orgânicos é uma estratégia bastante conhecida para se aumentar os aportes de C ao solo e promover acúmulo de C orgânico total (Smith et al., 1997; Jarecki; Lal, 2003; Biala, 2011; Powlson et al., 2012; Xia et al., 2017). Dependendo da quantidade de C aportada e da frequência de aplicações, os dejetos de animais podem aumentar rapidamente os estoques de C orgânico total no solo, promovendo a saturação das camadas mais superficiais. Gulde et al. (2008) observaram o efeito de 32 anos de aplicações contínuas de 60 até 180 Mg ha^{-1} ano^{-1} de esterco de bovinos (6,6 a 18,2 Mg C ha^{-1} ano^{-1}) para adubação de cevada, canola e milho sob preparo convencional sobre os estoques e frações do C orgânico total na camada 0 cm a 15 cm de um Chernossolo de Alberta,

Canadá. Os autores verificaram que o incremento do aporte de C pela adubação com esterco de bovinos aumentou os estoques de C orgânico total protegido especialmente em grandes macroagregados de solo com mais de 2.000 μm de diâmetro. Além disso, verificaram que as doses crescentes de esterco de bovinos promoveram uma resposta assimptótica nos estoques de C orgânico total associado a minerais do solo e protegidos microagregados (53 μm a 250 μm) e macroagregados pequenos (250 μm a 2.000 μm). De maneira distinta, as formas leves de C orgânico total (jovens e não protegidas fisicamente) ou C orgânico total associado a grandes macroagregados (>2.000 μm) responderam de maneira linear ao incremento no aporte de C. Estes resultados indicaram a saturação progressiva da fração mineral e agregados menores do solo (microagregados e macroagregados pequenos) em resposta à adubação orgânica.

Fenômeno similar foi observado por Nicoloso et al. (2018) (Figura 1). O incremento no aporte de C ao solo com o uso de adubação orgânica promoveu uma resposta assimptótica nos estoques de C orgânico total na camada 0 cm a 5 cm do solo, enquanto que esta resposta foi linear na camada 0 cm a 15 cm. O mesmo comportamento também foi observado entre os estoques de C orgânico total no solo e a fração do C orgânico total protegido nos agregados do solo (Figura 2). Nesta análise, Nicoloso et al. (2018) puderam estabelecer os teores de C orgânico total protegidos nas diferentes frações de agregados indicativos de saturação e os estoques correspondentes de C orgânico total na camada 0 cm a 5 cm do solo. Desta maneira, os microagregados (53 μm a 250 μm), macroagregados pequenos (250 μm a 2.000 μm) e macroagregados grandes (> 2.000 μm) atingiram níveis de saturação com 4,7, 3,8 e 3,0 g C 100 g^{-1} de agregados livres de argila, o que correspondeu a estoques de C orgânico total de 25,9, 23,5 e 22,3 Mg C ha^{-1}. Estes resultados indicaram que houve saturação da camada superficial do solo sob adubação orgânica e plantio direto (0 cm a 5 cm). Nas parcelas sob preparo convencional, Nicoloso et al. (2018) não observaram evidências de saturação, pois os teores de C orgânico total protegidos por agregados estavam abaixo dos níveis estabelecidos de saturação para cada classe de tamanho de agregados de solo. Neste caso, a redistribuição do C com as operações de preparo do solo e concomitante aumento das taxas de mineralização do C orgânico total evitaram que o solo atingisse níveis de saturação.

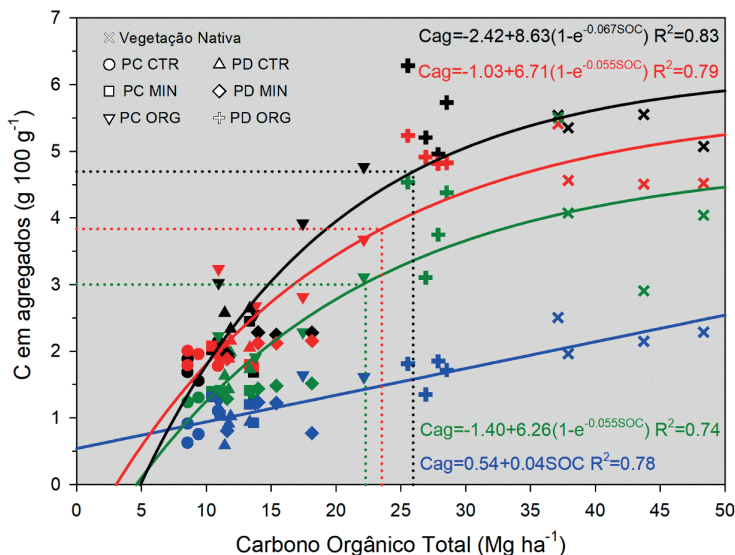



Figura 2. Relação entre os estoques de carbono orgânico total e o conteúdo de carbono associado a agregados estáveis em água livres de areia na camada 0 cm a 5 cm de um Chernossolo do Kansas sob preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), sem adubação (CTR), com adubação mineral (MIN) ou orgânica (ORG). As linhas e pontos azuis se referem à fração silte + argila (<53 µm), verdes aos microagregados (53 µm a 250 µm), vermelhas aos macroagregados pequenos (250 µm a 2.000 µm) e pretas aos macroagregados grandes (> 2.000 µm).
Fonte: Adaptado de Nicoloso et al. (2018).

Teoricamente, a saturação das camadas superficiais limitaria a capacidade do solo em acumular C orgânico total visto que o solo perde eficiência em proteger o C e apenas frações não protegidas poderiam se acumular. Estas frações não protegidas são facilmente perdidas face às mudanças nas práticas de manejo do solo. No entanto, o acúmulo de C orgânico total foi observado na camada 5 cm a 15 cm do solo sob plantio direto à medida que aumentou os estoques de C orgânico total na camada 0 cm a 5 cm, indicando a ocorrência de translocação de C da camada saturada para a camada adjacente não saturada (Nicoloso et al., 2018). Neste estudo, os autores investigaram a fonte de C pela abundância natural de $\delta^{13}C$ e estimando a quantidade de C orgânico total derivado do milho ($\delta^{13}C \approx -13‰$) e dos adubos orgânicos ($\delta^{13}C \approx -27‰$) em cada camada.

O uso contínuo de milho, sem qualquer outra fonte de C, nos tratamentos sem adubação e adubação mineral, gradualmente enriqueceu a assinatura isotópica de $\delta^{13}C$ nas amostras de solo coletadas em 2014 em comparação com as amostras de 1992, de ambos os sistemas de preparo de solo. Nas parcelas sob

adubação orgânica, houve empobrecimento da assinatura isotópica de $\delta^{13}C$ nas amostras de solo coletadas em 2014 em comparação com as amostras de 1992, de ambos os sistemas de preparo de solo. Estes resultados permitiram realizar o balanço dos estoques de C orgânico total derivado de fontes C3 e C4 em ambas as camadas de solo avaliadas (Figura 3) (Nicoloso et al., 2018). Os autores observaram também que todos os tratamentos apresentaram ganhos de C orgânico total derivado de fontes C4 (vegetação nativa anterior ao experimento e milho), entre 1992 e 2014, em ambas as camadas de 0 cm a 5 cm e 5 cm a 15 cm do solo. Quanto a fração do C orgânico total derivado de fontes C3 (vegetação nativa e trigo anterior ao experimento e/ou adubos orgânicos), houve perdas em ambas as camadas nos tratamentos sem adubação e adubação mineral, visto que não houve qualquer aporte de C que não oriundo do milho no mesmo período. Por outro lado, nos tratamentos sob adubação orgânica, verificaram incrementos significativos de C orgânico total derivado de fontes C3 (adubos orgânicos), entre 1992 e 2014, em ambas as camadas de 0 cm a 5 cm e 5 cm a 15 cm do solo.

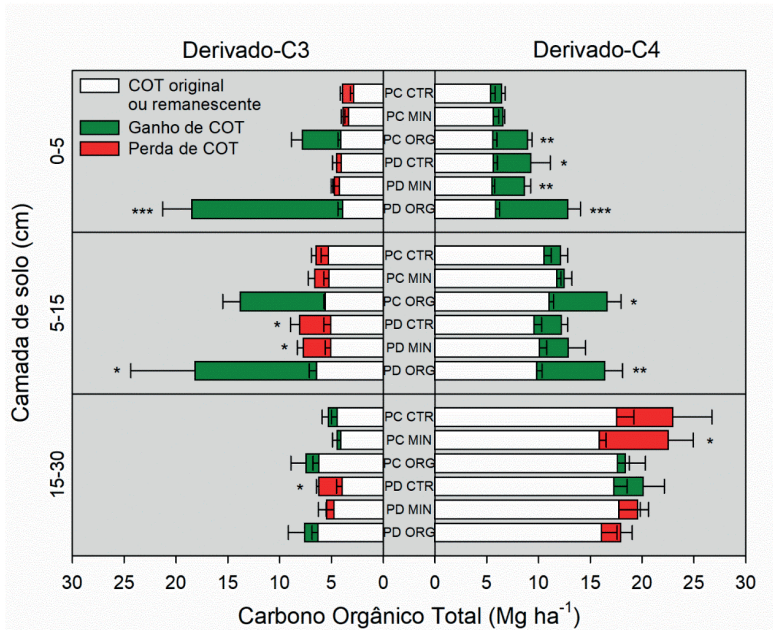



Figura 3. Estoques de carbono orgânico total derivados de fontes C3 (vegetação nativa e trigo anterior ao experimento e adubos orgânicos) e C4 (vegetação nativa anterior ao experimento e milho) nas camadas 0 cm a 5 cm, 5 cm a 15 cm e 15 cm a 30 cm de um Chernossolo do Kansas sob preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), sem adubação (CTR), com adubação mineral (MIN) ou orgânica (ORG).

Fonte: Adaptado de Nicoloso et al. (2018).

O incremento de C orgânico total, derivado de fontes C3 na camada 0 cm a 5 cm e 5 cm a 15 cm dos solos sob adubação orgânica e preparo convencional, ocorreu devido à incorporação do C adicionado à superfície do solo às camadas mais profundas, promovendo incremento de C orgânico total em subsuperfície pelo preparo de solo utilizado (Nicoloso et al., 2018). No entanto, este processo não foi verificado em áreas de plantio direto. Neste sentido, concluiu-se que houve translocação de C orgânico total da camada superficial saturada (0 cm a 5 cm) para a camada adjacente com maior déficit de C orgânico total. A translocação de C orgânico total é um processo observado em várias Ordens de solo, sendo característica dos Espodossolos, mas, também, reportada em Latossolos, Neossolos, Cambissolos e Andisolos em ecossistemas florestais (Fujii et al., 2011). Apesar dos autores não terem determinado o mecanismo responsável pela translocação de C entre a camada saturada e adjacente de solo, possíveis explicações incluem a translocação de C solúvel pela decomposição parcial dos resíduos vegetais e adubo orgânico aportado ao solo e mineralização do C orgânico total do solo saturado que poderiam ser mais facilmente desorvidos das superfícies minerais, dissolvidos na solução do solo e translocado até ser estabilizado na camada 5 cm a 15 cm do solo que apresentava maior déficit de C orgânico total (Kaiser; Kalbitz, 2012). Este processo havia sido reportado em solos apresentando um horizonte orgânico ou solos minerais sob florestas (Fujii et al., 2011; Kaiser; Kalbitz, 2012). Outro possível mecanismo seria a movimentação de C solúvel e particulado por bioturbação, processo que havia sido reportado em áreas de floresta e agricultura conservacionista sob adubação orgânica (Gabet et al., 2003; Jiménez; Lal, 2006; Butenschoen et al., 2007; Tonneijck; Jongmans, 2008). No entanto, este processo deveria ter sido observado desde o início do experimento, independentemente da saturação da camada superficial do solo sob plantio direto (Butenschoen et al., 2007).

Em avaliação posterior do mesmo experimento, realizada em 2017, Hsiao (2019) observou que a aplicação contínua dos adubos orgânicos, mesmo superficial, promoveu incremento significativo de C até aos 30 cm de profundidade do solo sob plantio direto. Este resultado comprovou a ocorrência de translocação de C da superfície do solo sob plantio direto (após saturação) para camadas mais profundas (Nicoloso et al., 2018), melhorando os estoques de C no perfil do solo. Estes resultados indicam que os adubos orgânicos, quando associados à agricultura conservacionista, podem auxiliar na rápida recuperação dos estoques de C orgânico total, contribuindo com a melhoria da qualidade do solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na agricultura (Jat et al., 2014).

Considerações finais

O uso dos dejetos de animais na agricultura é uma importante estratégia de gestão ambiental para as cadeias de produção animal e agrega relevante oportunidade para reciclagem de nutrientes na agricultura, reduzindo o custo de produção e a dependência do país da importação de fertilizantes minerais. Além de nutrientes, os dejetos de animais podem aportar quantidades significativas de C ao solo com potencial impacto sobre os estoques de C orgânico total e N total. No entanto, o impacto da adubação orgânica sobre os estoques de C orgânico total e N total dependem da sua origem (espécie animal), tipo (sólido ou líquido) e qualidade (teor de C, N e recalcitrância), que determinam as doses a serem aplicadas de cada dejeto para suprir a demanda de nutrientes das culturas e os aportes de C por estes resíduos ao solo. De maneira geral, dejetos líquidos e ricos em C lábil contribuem apenas indiretamente com os estoques de C orgânico total e N total do solo pela melhoria da fertilidade do solo e maior produtividade das culturas agrícolas. Por outro lado, os estercos e demais resíduos orgânicos sólidos podem promover incrementos significativos nos estoques de C orgânico total e N total do solo dependendo da quantidade e frequência de aplicações ao longo do tempo. O uso de dejetos de animais na agricultura é, portanto, alternativa para um rápido incremento dos estoques de C orgânico total no solo, sendo especialmente interessante para a recuperação de áreas degradadas onde o reestabelecimento de um sistema de culturas de alta produtividade pode ser desafiador por más condições físicas, químicas ou biológicas do solo.

Referências

AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; PUJOL, S. B.; NICOLOSO, R. S.; CORRÊA, J. C. Aproveitamento dos dejetos de suínos e bovinos como fertilizantes: impactos ambientais e estratégias de mitigação. In: PALHARES, J. C. P.; GEBLER, L. (ed.). **Gestão Ambiental na Agropecuária**. 1ed. Brasília: Embrapa, 2014, v. 2, p. 199-234.

BACCA, A.; CERETTA, C. A.; KULMANN, M. S. S.; SOUZA, R. O. S.; FERREIRA, P. A. A.; RODRIGUES, L. A. T.; MARCHEZAN, C.; GARLET, L. P.; BRUNETTO, G. Residual and immediate effect after 16 applications of organic sources on yield and nitrogen use efficiency in black oat and corn. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v. 44, e0190013, 2020.

BIALA, J. **The bene ts of using compost for mitigating climate change**. Sydney: The Organic Force, 2011. p. 221

BLANCO, I. D. **Adubação da cultura da soja com dejetos de suínos e cama de aviário.** 2015. Dissertação (Mestrado) 26 f. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel.

BUTENSCHOEN, O.; POLL, C.; LANGEL, R.; KANDELER, E.; MARHAN, S.; SCHEU, S. Endogeic earthworms alter carbon translocation by fungi at the soil-litter interface. **Soil Biology and Biochemistry,** v. 39, p. 2854-2864, 2007.

CARTER, M.R.; ANGERS, D.A.; GREGORICH, E.G.; BOLINDER, M.A. Characterizing Organic Matter Retention for Surface Soils in Eastern Canada Using Density and Particle Size Fractions. **Canadian Journal of Soil Science,** v. 83, p. 11-23, 2003.

CASSOL, P. C.; COSTA, A. C.; CIPRANDI, O.; PANDOLFO, C. M.; ERNANI, P. R. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em Latossolo fertilizado com dejeto suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v. 36, p. 1911-1923, 2012.

CHRISTENSEN, B. T. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. In: CARTER, M. R.; STEWART, B. A. (eds.), **Advances in soil science: structure and organic matter storage in agricultural soils**. Boca Raton: CRC Lewis Publishcers, 1996. p. 97–165.

CHUNG, H.; GROVE, J. H.; SIX, J. Indications for soil carbon saturation in a temperate agroecosystem. **Soil Science Society of America Journal,** v. 72, p. 1132, 2008.

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. **Planilhas de Custo de Produção – Culturas de 1ª safra – Março/2020**. 2020. Disponível em https://www.conab.gov.br/info-agro/custos-de-producao/planilhas-de-custo-de-producao. Acesso em 07 mai. 2021.

CONSEMA/SC – Conselho Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina. **Resolução CONSEMA nº 143 de 1º de Novembro de 2019**. Disponível em: http://www.sde.sc.gov.br/index.php/biblioteca/consema/legislacao/resolucoes/1242-resolucao-consema-n-143-2019/file. Acesso em 07 mai. 2021.

CORRÊA, J. C.; RODIO, L.; RIGO, A. Z.; GROHSKOPF, M. A.; REBELLATTO, A.; MAFRA, A. L. Carbon fractions and stock in response to solid and fluid organomineral fertilizers in highly fertile soils. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 54, e00266, 2019.

COSTA, M. S. S. M.; STEINER, F.; COSTA, L. A. M.; CASTOLDI, G.; PIVETTA, L. A. Nutrição e produtividade da cultura do milho em sistemas de culturas e fontes de adubação. **Revista Ceres**, v. 58, p. 249-255, 2011.

CQFS-RS/SC – Comissão de Química e Fertilidade do Solo dos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. **Manual de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 11ed. Frederico Westphalen: NRS-SBCS, 2016, 376 p.

CRUZ, A. C.; PEREIRA, F. S.; FIGUEIREDO, V. S. **Fertilizantes organominerais de resíduos do agronegócio: avaliação do potencial econômico brasileiro**. BNDES Setorial 45, 2017, p. 137-187.

DALLA COSTA, M.; NICOLOSO, R. S.; FEDDERN, V. Eficiência da peneira de escova rotativa para remoção de sólidos e nutrientes dos dejetos líquidos de suínos. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS, IV, 2015, Rio de Janeiro, **Anais**... Rio de Janeiro: Jardim Botânico, 2015. p. 1-4.

FABRIZZI, K. P.; RICE, C. W.; AMADO, T. J. C.; FIORIN, J.; BARBAGELATA, P.; MELCHIORI, R. Protection of soil organic C and N in temperate and tropical soils: e ect of native and agroecosystems. **Biogeochemistry,** v. 92, p. 129-143, 2009.

FUJII, K.; FUNAKAWA, S.; SHINJO, H.; HAYAKAWA, C.; MORI, K.; KOSAKI, T. Fluxes of dissolved organic carbon and nitrogen throughout Andisol, Spodosol and Inceptisol pro les under forest in Japan. **Soil Science and Plant Nutrition,** v. 57, p. 855-866, 2011.

GABET, E. J.; REICHMAN, O. J.; SEABLOOM, E. W. The e ects of bioturbation on soil processes and sediment transport. **Annual Review of Earth Planetary Science,** v. 31, p. 249-273, 2003.

GRAVE, R. A.; NICOLOSO, R. S.; CASSOL, P. C.; AITA, C.; CORRÊA, J. C.; DALLA COSTA, M.; FRITZ, D. D. Short-term carbon dioxide emission under contrasting soil disturbance levels and organic amendments. **Soil & Tillage Research**, v. 146, p. 184-192, 2015.

GULDE, S.; CHUNG, H.; AMELUNG, W.; CHANG, C.; SIX, J. Soil carbon saturation controls labile and stable carbon pool dynamics. **Soil Science Society of America Journal,** v. 72, p. 605, 2008.

HASSINK, J. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. **Plant Soil,** v. 191, p. 77-87, 1997.

HSIAO, C-J. **Microbial properties of soils: effects of management and pedogenesis.** Tese (Ph.D.), Kansas State University, Manhattan, 2019, 199 p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário 2006**. Segunda Apuração. 2006. Disponível em: https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuario/censo-agropecuario-2006/segunda-apuracao. Acesso em 07 mai. 2021.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário 2017**. Resultados Definitivos. 2017. Disponível em: https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuario/censo-agropecuario-2017. Acesso em 07 mai. 2021.

IMA/SC – Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina. **Instrução normativa nº 11. Suinocultura.** Florianópolis: Fundação do Meio Ambiente, 2014. Disponível em: https://www.ima.sc.gov.br/index.php/downloads/licenciamento-ambiental/instrucoes-normativas-1/in11/2572-in11-suinocultura. Acesso em 07 mai. 2021.

IMEA – Instituto Mato-grossense de Economia Agropecuária. **Custo de produção de soja e milho**. 2020. Disponível em http://www.imea.com.br/imea-site/relatorios-mercado. Acesso em 07 mai. 2021.

JARECKI, M. K.; LAL, R. Crop management for soil carbon sequestration. CRC. **Critical Review of Plant Science,** v. 22, p. 471-502, 2003.

JAT, R. A.; SAHRAWAT, K. L.; KASSAM, A. H.; FRIEDRICH, T. Conservation agriculture for sustainable and resilient agriculture: global status, prospects and challenges. In: JAT, R.A.; SAHRAWAT, K.L; KASSAM, A.H. **Conservation Agriculture of Global Prospective Challenges.** CAB International, Wallingford, Oxfordshire, UK, p. 1-25, 2014.

JIMÉNEZ, J. J.; LAL, R. Mechanisms of C sequestration in soils of Latin America. **Critical Review of Plant Science,** v. 25, p. 337-365, 2006.

KAISER, K.; KALBITZ, K. Cycling downwards – dissolved organic matter in soils. **Soil Biology and Biochemistry,** v. 52, p. 29-32, 2012.

LEHMANN, J.; KLEBER, M. The contentious nature of soil organic matter. **Nature**, v. 528, p. 60-68, 2015.

LÜTZOW, M. V.; KÖGEL-KNABNER, I.; EKSCHMITT, K.; MATZNER, E.; GUGGENBERGER, G.; MARSCHNER, B.; FLESSA, H. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under di erent soil conditions – a review. **European Journal of Soil Science,** v. 57, p. 426-445, 2006.

MAFRA, M. S. H.; CASSOL, P. C.; ALBUQUERQUE, J. A.; CORREA, J. C.; GROHSKOPF, M. A.; PANISSON, J. Acúmulo de carbono em Latossolo adubado com dejeto líquido de suínos e cultivado em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira,** v. 49, p. 630-638, 2014.

MARCHEZAN, C.; FERREIRA, P. A. A.; SILVA, L. S.; BACCA, A.; KRUG, A. V.; NICOLOSO, F. T.; TAROUCO, C. P.; TIECHER, T. L.; BRUNETTO, G.; CERETTA, C. A. Nitrogen availability and physiological response of corn after 12 years with organic and mineral fertilization. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition,** v. 20, p. 979-989, 2020.

MIKHA, M. M.; RICE, C. W. Tillage and manure e ects on soil and aggregate-associated carbon and nitrogen. **Soil Science Society of America Journal,** v. 68, p. 809, 2004.

MIYAZAWA, M.; BARBOSA, G. M. C. **Dejeto líquido de suíno como fertilizante: método simplificado**. Londrina: IAPAR, 2015. Boletim Técnico, 84. 26 p.

NEPAR-SBCS – Núcleo Estadual Paraná – Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. **Manual de Calagem e Adubação para o Estado do Paraná**. 2ed. Curitiba: NEPAR-SBCS, 2019, 289 p.

NICOLOSO, R. S.; OLIVEIRA, P. A. V. Modelo de gestão e de licenciamento ambiental para a suinocultura brasileira. In: PALHARES, J. C. P. (ed.). **Produção animal e recursos hídricos.** 1ed. São Carlos: Editora Cubo, 2016, v. 1, p. 97-104.

NICOLOSO, R. S.; RICE, C. W.; AMADO, T. J. C. Kinetic to saturation model for simulation of soil organic carbon increase to steady state. **Soil Science Society of America Journal,** v. 80, p. 147-156, 2016.

NICOLOSO, R. S.; RICE, C. W.; AMADO, T. J. C.; COSTA, C. N.; AKLEY, E. K. Carbon saturation and translocation in a no-till soil under organic amendments. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 264, p. 73-84, 2018.

NICOLOSO, R. S.; BARROS, E. C.; WUADEN, C. R.; PIGOSSO, A. Uso do digestato como fertilizante. In: KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L.; AMARA, A. C. (ed.) **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato.** Concórdia: SBERA, Embrapa Suínos e Aves, 2019. p. 94-128.

NPCT – Nutrição de Plantas, Ciência e Tecnologia. **Fertilizantes**. 2021. Disponível em: https://www.npct.com.br/npctweb/npct.nsf/article/BRS-3132. Acesso em 07 mai. 2021.

POWLSON, D. S.; BHOGAL, A.; CHAMBERS, B. J.; COLEMAN, K.; MACDONALD, A. J.; GOULDING, K. W. T.; WHITMORE, A. P. The potential to increase soil carbon stocks through reduced tillage or organic material additions in England and Wales: a case study. **Agriculture Ecosystem and Environment,** v. 146, p. 23-33, 2012.

RAUBER, L. P.; PICCOLLA, C. D.; ANDRADE, A. P.; FRIEDERICHS, A.; MAFRA, A. L.; CORRÊA, J. C.; ALBUQUERQUE, J. A. Physical properties and organic carbon content of a Rhodic Kandiudox fertilized with pig slurry and poultry litter. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1323-1332, 2012.

ROCHA JUNIOR, P. R.; PIRES, F. R.; LIMA, M. M.; MENEZES, J. F. S.; VIANA, D. G. How does pig slurry fertilization influence percolated water and runoff erosion? A study of the soybean cycle in Brazilian Cerrado soil. **Catena**, v. 157, p. 205-2122, 2017.

RODRIGUES, L. A. T.; GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; LOURENZI, C. R.; BRUNETTO, G.; BACCA, A.; CERETTA, C. A. Short- and long-term effects of animal manures and mineral fertilizer on carbon stocks in subtropical soil under no-tillage. **Geoderma**, v. 386, 114913, 2021.

SCHERER, E. E.; AITA, C.; BALDISSERA, I. T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos na região oeste catarinense para fins de utilização como fertilizante**. Florianópolis: EPAGRI, Boletim Técnico 79, 46 p. 1996.

SIX, J.; ELLIOTT, E. T.; PAUSTIAN, K. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. **Soil Biology and Biochemistry,** v. 32, p. 2099-2103, 2000.

SIX, J.; FELLER, C.; DENEF, K.; OGLE, S. M.; DE MORAES, J. C.; ALBRECHT, A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils – effects of no-tillage. **Agronomie**, v. 22, p. 755-775, 2002.

SIX, J.; BOSSUYT, H.; DEGRYZE, S.; DENEF, K. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil & Tillage Research,** v. 79, p. 7-31, 2004.

SMANHOTTO, A.; SAMPAIO, S. C.; DAL BOSCO, T. C.; PRIOR, M.; SONCELA, R. Nutrients behavior from the association pig slurry and chemical fertilizers on soybean crop. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 56, p. 723-733, 2013.

SMITH, P.; POWLSON, D. S.; GLENDINING, M. J.; SMITH, J. U. Potential for carbon sequestration in European soils: preliminary estimates for ve scenarios using results from long-term experiments. **Global Change Biology,** v. 3, p. 67-79, 1997.

SOLLINS, P.; HOMANN, P.; CALDWELL, B. A. Stabilization and destabilization of soil organic matter. **Geoderma,** v. 74, p. 65-105, 1996.

SOUZA, J .C. P. V. B.; OLIVEIRA, P. A. V.; TAVARES, J. M. R.; BELLI FILHO, P.; ZANUZZI, C. M. S.; TREMEA, S. L.; PEIKAS, F.; SQUEZZATO, N. C.; ZIMMERMANN, L. A.; SANTOS, M. A.; AMARAL, N. **Gestão da água na suinocultura**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2016. p. 32.

STEWART, C. E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R. T.; PLANTE, A. F.; SIX, J. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. **Biogeochemistry,** v. 86, p. 19-31, 2007.

STEWART, C. E.; PLANTE, A. F.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R. T.; SIX, J. Soil carbon saturation: linking concept and measurable carbon pools. **Soil Science Society of America Journal,** v. 72, p. 379, 2008.

TONNEIJCK, F. H.; JONGMANS, A. G. The influence of bioturbation on the vertical distribution of soil organic matter in volcanic ash soils: a case study in northern Ecuador. **European Journal of Soil Science,** v. 59, p. 1063-1075, 2008.

WUADEN, C. R.; NICOLOSO, R. S.; BARROS, E. C.; GRAVE, R. A. Early adoption of no-till mitigates soil organic carbon and nitrogen losses due to land use change. **Soil & Tillage Research,** v. 204, 104728, 2020.

XIA, L.; LAM, S. K.; YAN, X.; CHEN, D. How Does recycling of livestock manure in agroecosystems affect crop productivity, reactive nitrogen losses, and soil carbon balance? **Environmental Science & Technology,** v. 51, p. 7450-7457, 2017.

Capítulo 19

A matéria orgânica em solos tropicais e subtropicais sob agricultura conservacionista

Cimélio Bayer
Jeferson Dieckow

Introdução

Solos sob vegetação natural apresentam um estoque estável de carbono (C) ao longo dos anos (dC/dt ou ΔC=zero, *steady state*). A estabilidade temporal dos estoques de C é determinada pela igualdade das quantidades anuais de C efetivamente incorporado (k_1.A) e perdido (k_2.C) da matéria orgânica do solo (MOS), enquanto a magnitude dos estoques de C é função da razão entre o C incorporado anualmente na MOS e as taxas médias anuais de decomposição da MOS ($C=k_1A/k_2$) (Figura 1). A adição basicamente ocorre pelo aporte de C fotossintetizado, por meio da adição de biomassa vegetal – resíduos vegetais de parte aérea e raízes – ou via dejetos de origem animal. As perdas de C se dão principalmente por decomposição microbiana, mas podem também ocorrer por erosão. O C adicionado ao solo (A) é efetivamente incorporado à MOS numa taxa k_1, sendo uma proporção (%) do C adicionado, também denominado de coeficiente de humificação. Por sua vez, o C armazenado na MOS (C) é oxidado anualmente pelos microrganismos numa taxa k_2, denominada taxa de decomposição anual, a qual é bem mais elevada em regiões tropicais e subtropicais (k_2 > 4-5%) do que em regiões frias e temperadas (k_2 < 1%), e também é sensivelmente influenciada pelo grau de revolvimento do solo (Figura 1).

Solos tropicais e subtropicais normalmente apresentam uma rápida depleção dos estoques de C orgânico quando submetidos a sistemas de manejo tradicionais, em que práticas como o pousio, monocultura e baixa fertilização diminuem as adições de C e o intenso revolvimento do solo, por lavração e gradagens, aumentam as perdas de C, resultando num balanço negativo entre as adições e perdas de C no solo ($k_1A < k_2C$, ou $k_1A/k_2C < 1$) (Figura 1). Em

consequência, uma forte queda dos estoques de C orgânico é observada até que uma nova estabilidade nos estoques de C seja alcançada ($\Delta C = 0$) (Figura 1). Enquanto perdas equivalentes a metade do estoque de C armazenado no solo (ou dos teores de MOS) podem ser observadas em períodos que variam de 50 a 100 anos em regiões frias e temperadas (Mielniczuk et al., 2003), observa-se que em solos tropicais (região do Cerrado) e subtropicais (região Sul) brasileiros perdas equivalentes podem ocorrer no período de 2 a 5 anos e 10 a 15 anos, respectivamente (Figura 2) (Pöttker, 1977; Silva et al., 1994). Ou seja, devido à grande importância da MOS em relação às características químicas, físicas e biológicas do solo, solos de regiões tropicais e subtropicais, quando submetidos a sistemas inadequados de manejo de solo, podem ser intensamente degradados e ter a sua capacidade produtiva comprometida em períodos inferiores a 15 anos, além de que estes solos atuam também como fontes de dióxido de C para a atmosfera.

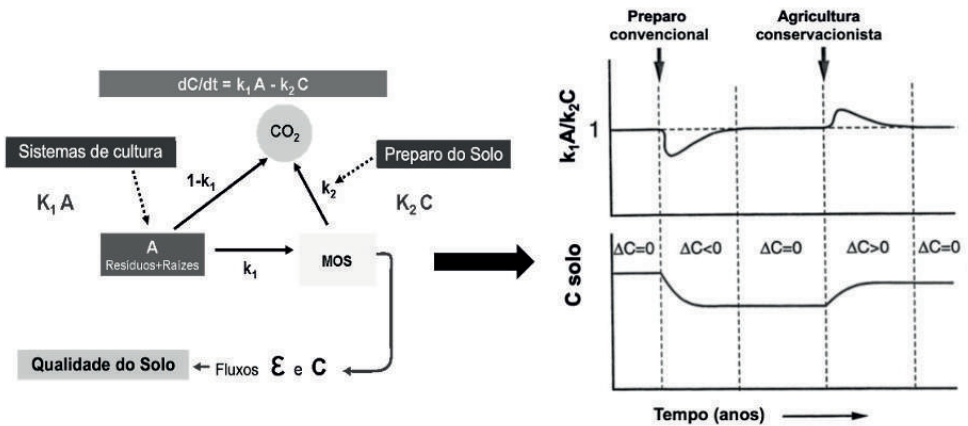



Figura 1. Fatores vinculados à dinâmica da matéria orgânica do solo (esquerda) e efeito dos sistemas de preparo no balanço das adições (k_1A) e perdas (k_2C) de C e a variação dos estoques de carbono (C) orgânico no solo.

Fonte: Adaptado de Henin e Dupuis (1945) e Bayer e Dieckow (2020).

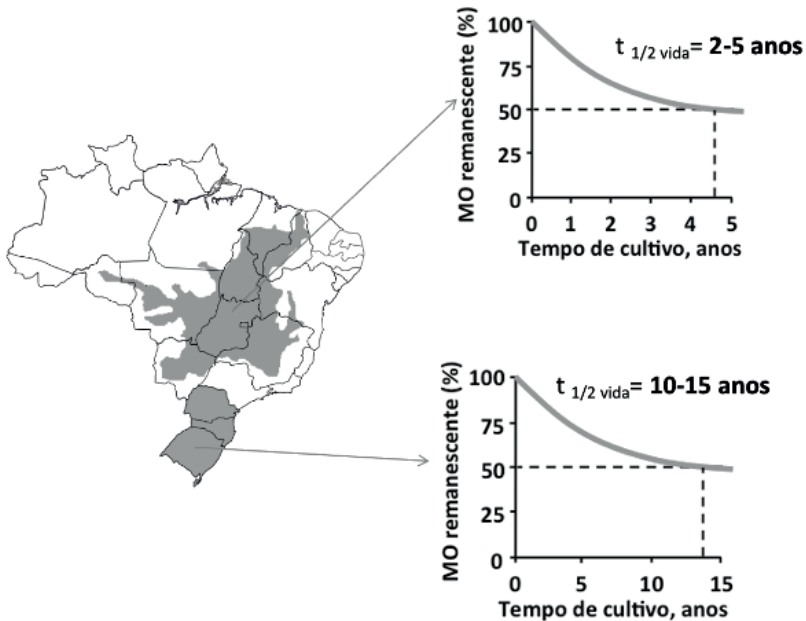



Figura 2. Depleção dos teores de matéria orgânica em solos tropicais (região do Cerrado) e subtropicais (região Sul) brasileiros sob preparo convencional com lavração e gradagens.

Fontes: **Adaptado sw** Silva et al. (1994) e Pöttker (1977).

Os pilares da agricultura conservacionista, o impacto na dinâmica da matéria orgânica e o potencial de sequestro de carbono no solo

A agricultura em regiões tropicais e subtropicais, em nível global e no Brasil, só se tornou sustentável e permitiu a otimização da produtividade das culturas após a adoção de sistemas conservacionistas de manejo do solo. A agricultura conservacionista é baseada em três pilares, que são o não revolvimento ou mínima mobilização do solo, a cobertura permanente do solo por plantas vivas ou seus resíduos e a diversificação de culturas. Apesar de o principal fundamento ser o não revolvimento do solo, e este fundamento estar plenamente incorporado no plantio direto (PD), a agricultura conservacionista não se restringe ao não revolvimento do solo, sendo o alto aporte de resíduos vegetais e a diversificação de culturas aspectos altamente importantes e determinantes do potencial de acúmulo de C em solos em PD (Mielniczuk et al., 2003; Bayer; Dieckow, 2020).

O efeito do PD no aumento dos estoques de C orgânico do solo se deve à redução das taxas de decomposição da MOS, o que em grande parte ocorre devido à proteção física da MO dentro de agregados de solo e ao efeito positivo desta maior permanência ampliando a estabilização da MO por associação com

os minerais, mecanismo denominado de interação organo-mineral (Conceição et al., 2013). O impacto do PD que reduz a taxa de decomposição da MO é mais efetivo em solos de textura arenosa e média é menos efetivo em Latossolos argilosos (Figura 3), o que se deve aos mecanismos atuando na estabilização da MOS no solo. Nos Latossolos argilosos e oxídicos, a maior estabilidade da MO - evidenciada pelos menores valores de k_2 - se deve à maior interação organo-mineral, a qual ocorre independente do sistema de preparo de solo. Por sua vez, nos Argisolos de textura média e cauliníticos, uma maior proporção da estabilidade da MOS se deve à oclusão em agregados estáveis de solo e, portanto, esse mecanismo é mais efetivo na estabilização da MO em solos em PD e tem o seu efeito bastante reduzido em solos sob lavração e gradagem - preparo convencional (PC) -, que resulta em diferentes taxas anuais de decomposição (k_2) em função do preparo de solo (Figura 3).

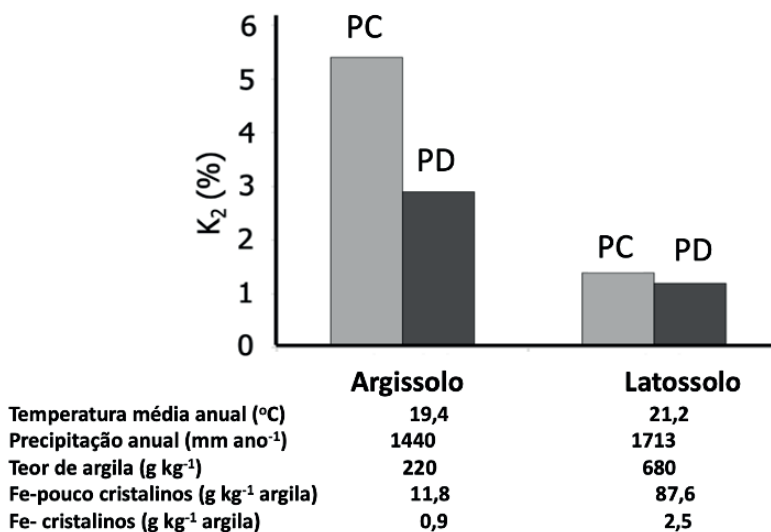



Figura 3. Taxa anual de decomposição da matéria orgânica (k_2) em um Argissolo de textura média e um Latossolo argiloso e diferentes teores de óxido de ferro (PD=plantio direto; PC=preparo convencional.

Fonte: Adaptado de Bayer (1996).

As taxas médias de acúmulo de C em solos em PD no Brasil variam entre 0,35 e 0,65 Mg ha^{-1} na região tropical (Cerrado brasileiro) e entre 0,48 e 0,68 Mg ha^{-1} na região subtropical (Sul do Brasil) (Bayer et al., 2006; Bernoux et al., 2006). Além do tipo de solo e das condições climáticas, o potencial de

acúmulo de C em solos em PD é dependente dos sistemas de cultura adotados, principalmente do aporte de resíduos vegetais (A, Figura 1). Na Figura 4, pode ser observado que para cada tonelada de C adicionado anualmente a mais pelas culturas, o que é equivalente a 2,5 Mg ha^{-1} de MS, é acumulado 0,2 Mg ha^{-1} de C no solo, o que representa uma conversão de 20%, ou seja, 20% do C adicionado pelas culturas é acumulado no solo. Resultados similares têm sido obtidos em diversas outras pesquisas no Brasil e no exterior (Campbell et al., 1991; Dieckow et al., 2005; Ogle et al., 2005; Amado et al., 2006; Zanatta et al., 2007; Veloso et al., 2018), e reforçam que o potencial do plantio direto de acumular C no solo é altamente dependente do sistema de cultura adotado.

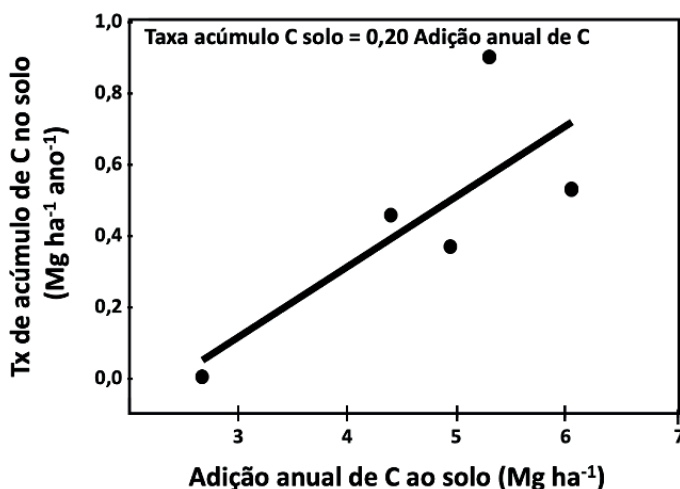



Figura 4. Relação entre a diferença de adição anual de C ao solo e a taxa anual de acúmulo de C em Latossolo argiloso em sistemas de rotação de culturas por 19 anos em comparação à monocultura trigo-soja.
Fonte: Adaptado de Silva (2021).

Resultados desta natureza colocam em perspectiva a importância da adoção abrangente dos pilares da agricultura conservacionista. Em outras palavras, a adoção exclusivamente do não revolvimento do solo (plantio direto) não contempla os benefícios esperados dos sistemas conservacionistas de manejo no que se refere ao sequestro de C no solo, tampouco à melhoria da qualidade do solo e produtividade das culturas. Sobre isso, é importante ressaltar a ampla adoção do PD no Brasil, atingindo uma área de 22 milhões de hectares (Kassam et al., 2015). Estima-se que uma pequena proporção dessa área contempla práticas

como a rotação de culturas e plantas de cobertura, não contemplando, porém, áreas mantidas em pousio no inverno e no outono, as quais seriam essenciais para uma plenitude dos benefícios advindos da agricultura conservacionista. Portanto, o grande desafio atual para o agronegócio nacional é a melhoria da qualidade do PD por meio da intensificação dos sistemas de cultura a partir da adoção da rotação de culturas comerciais e de plantas de cobertura, eliminando ou reduzindo drasticamente a manutenção de áreas em pousio e ampliando o aporte de C e a diversificação dos resíduos vegetais aportados e do sistema radicular das culturas. Além da atual e renovada expectativa em relação ao mercado de créditos de C, a qual poderia contemplar os produtores brasileiros com algum benefício financeiro, estes sistemas que contemplam os pilares da agricultura conservacionista determinam os ganhos de produtividade na ordem de 15% ou mais em comparação aos sistemas tradicionais de manejo, além do menor custo de produção, pois a produção de palha tem um custo muito baixo se comparada a outras despesas - relacionadas com a aquisição de agroquímicos para o controle de ervas daninhas, pragas e doenças, haja vista que esses problemas são ampliados quando os sistemas de manejo são mal conduzidos.

Ainda sobre o acúmulo de C em solos sob sistemas conservacionistas de manejo, as taxas são mais elevadas nos primeiros anos e decrescem exponencialmente nos anos seguintes. Acredita-se que o acúmulo de C em solos sob PD ocorre até mais ou menos 20 anos da adoção deste sistema de manejo, posteriormente atingindo um estoque de C estável (Figura 1). Entretanto, na Figura 5, verifica-se que esse período no qual o PD atua acumulando - ou sequestrando - C no solo é mais longo do que previsto inicialmente, principalmente durante a adoção de sistemas de culturas com adições mais elevadas de C ao solo. Verifica-se, após 30 anos de adoção do PD, taxas de acúmulo de C entre 0,4 e 0,5 Mg ha^{-1} ano^{-1} na camada de 0 a 30 cm.

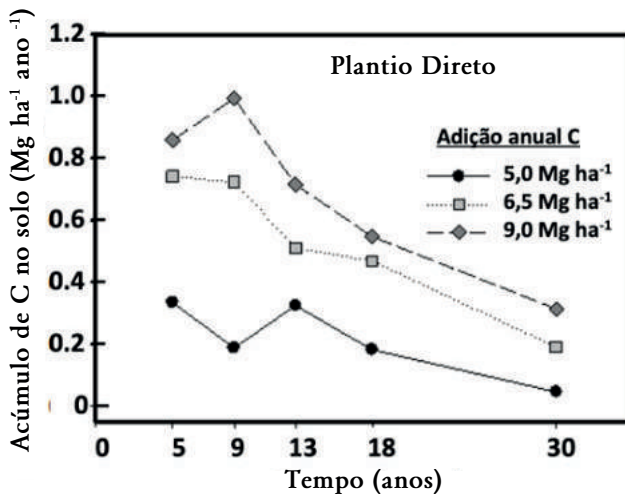



Figura 5. Taxas de acúmulo de C (0-20 cm) num Argissolo sob plantio direto combinado com sistemas de cultura com diferente potencial de aporte de C ao solo.
Fonte: Adaptado de Veloso et al. (2018).

Ainda sobre o período transcorrido no qual o solo em PD é efetivo em acumular C, é importante observar que, enquanto as taxas de acúmulo de C no solo decrescem nas camadas superficiais, o C continua acumulando, ou talvez até intensifique o seu acúmulo em camadas subsuperficiais. Na Figura 6, observa-se a grande importância das camadas subsuperficiais (30-100 cm) no acúmulo de C em solos em PD. Verifica-se que na camada de 0-30 cm, as taxas de acúmulo de C variam entre 0,5 e 0,2 Mg ha^{-1} ano^{-1} – mesmas taxas do 30º ano da Figura 5 –, as quais aumentam exponencialmente à medida que vai se agregando gradativamente camadas de solo até 100 cm. Considerando todo o perfil do solo de 0-100 cm, as taxas de acúmulo de C se elevam para valores que variam de 0,80 a 1,15 Mg ha^{-1} ano^{-1}, taxas essas que, considerados os mesmos sistemas de cultura, são aproximadamente duas vezes maiores do que às verificadas na camada de 0 a 30 cm.

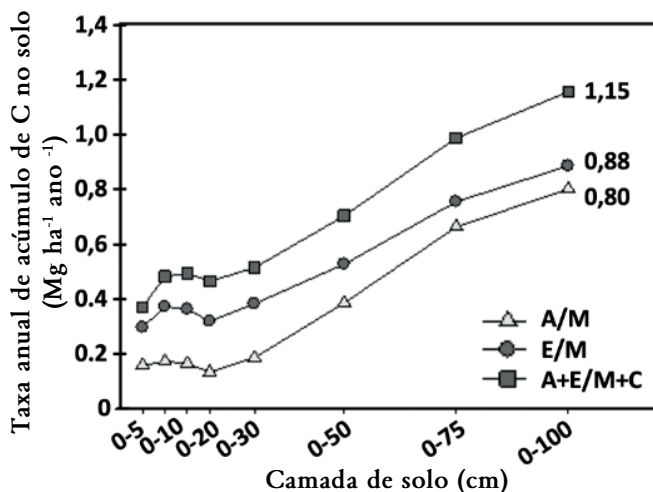



Figura 6. Taxa anual de acúmulo de C em diferentes camadas de um Argissolo após 30 anos da adoção do plantio direto combinado a diferentes sistemas de cultura (A/M= aveia/milho, E/M= ervilhaca/milho, A+E/M+C= aveia+ervilhaca/milho+caupi. Taxas anuais calculadas em relação ao solo em preparo convencional.

Fonte: Adaptado de Veloso et al. (2018)

Esses resultados corroboram o estudo pioneiro no Brasil conduzido por Boddey et al. (2010), os quais identificaram o expressivo acúmulo de C nas camadas subsuperficiais do solo, principalmente nos sistemas de cultura mais intensivos e com plantas de cobertura. Estes autores verificaram que mais de 60% do acúmulo de C observado de 0-100 cm ocorre nas camadas entre 30-100 cm. Esse estudo foi um marco na pesquisa em MOS no Brasil, pois, a partir da divulgação e conhecimento desses resultados ficou claro que a amostragem do solo restrita às camadas de 0-20 e 0-30 cm normalmente subestima as taxas reais de acúmulo de C em solos em PD. Passou-se, assim, a realizar as avaliações a 100 cm de profundidade.

Apresentados os aspectos essenciais do impacto da agricultura conservacionista sobre a dinâmica da MOS e os estoques de C no solo, três outros temas, relativamente recentes na pesquisa nacional, serão brevemente abordados: (i) a influência da qualidade do resíduo vegetal na eficiência de acúmulo de C no solo; (ii) a influência do déficit de saturação de C no solo sobre a capacidade do solo em estabilizar a matéria orgânica; (iii) a eficiência de acúmulo de C derivado do sistema radicular.

A qualidade do resíduo vegetal e a eficiência no acúmulo de C em solos em plantio direto

Uma quebra de paradigma é observada quanto à influência da qualidade (composição) do resíduo vegetal no acúmulo de C no solo. Tradicionalmente, acreditava-se que resíduos com alto conteúdo de lignina e alta relação C/N contribuíam mais para o acúmulo de C no solo (Marschner et al., 2008). De fato, resíduos vegetais com baixa relação C/N e baixo conteúdo de lignina, mas ricos em celulose, outros carboidratos e compostos nitrogenados são rapidamente metabolizados – levando de semanas a meses – no solo. Mas, ao decompor esses resíduos vegetais de "maior qualidade", o metabolismo microbiano é mais eficiente e mais produtos microbianos são produzidos, os quais são estabilizados por meio de interações organo-minerais numa proporção maior (por unidade de C adicionado) do que resíduos de "baixa qualidade" (Cotrufo et al., 2013, 2015).

Por sua vez, em solos arenosos com menor área de superfícies minerais ativas para interação com a MOS, compostos derivados da lignina estabilizam na fração particulada da MOS (Cotrufo et al., 2015). A Figura 7a ilustra o decaimento da fração do C de resíduos vegetais de "alta" e "baixa" qualidade, demonstrando que o rápido decaimento dos resíduos de "alta qualidade" é revertido, posteriormente, por uma fase mais lenta e uma maior proporção do C adicionado é estabilizada na MO do solo. Na Figura 7b, são apresentados resultados pioneiros obtidos no Brasil, nessa temática, em experimento de campo que demonstraram uma incorporação em maior proporção (%) do C adicionado por resíduos vegetais de leguminosa estival de cobertura de solo (feijão de porco) do que pelo milheto (gramínea estival de cobertura de solo) na região do Cerrado brasileiro.

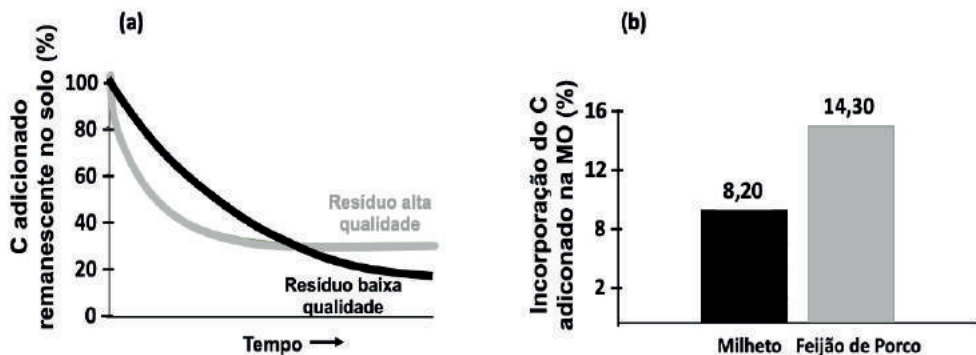



Figura 7. (a) Ilustração conceitual da estabilização no solo do C derivado de resíduos vegetais de alta e baixa qualidade; e (b) resultados pioneiros obtidos em experimento de campo demonstrando a incorporação na matéria orgânica do solo em maior proporção do C adicionado por resíduos de uma leguminosa estival de cobertura de solo (feijão de porco) do que do milheto (gramínea de cobertura de solo).
Fonte: Adaptado de Cotrufo et al. (2013) e Nunes et al. (2011b).

Esses resultados são corroborados por estudos que demonstram uma eficiência similar ou maior de estabilização no solo do C derivado de resíduos vegetais de baixa relação C/N ou com baixo teor de lignina (Bird et al., 2008; Rubino et al., 2010; Throckmorton et al., 2015). Estes resultados são relevantes porque renovam a importância da diversificação de espécies em sistemas de rotação de culturas e da inserção de espécies leguminosas de cobertura de solo neste contexto. Esta renovação de concepção de eficiência de estabilização no solo do C - derivado de resíduos de "alta qualidade" -, deve ser difundida entre os técnicos de assistência técnica e produtores rurais, bem como entre pesquisadores, a fim de alicerçar a importância das leguminosas de cobertura em sistemas de rotação de culturas.

A capacidade do solo em estabilizar a matéria orgânica em função do déficit de saturação de C

Sendo a interação organomineral um dos principais mecanismos de estabilização da MOS, é correto considerar que a capacidade do solo em estabilizar C diminui na medida em que as superfícies minerais vão sendo ocupadas, ou seja, na medida em que os teores de C no solo aumentam (Hassink, 1997). Isso é ainda mais plausível ainda quando consideradas as camadas superficiais do solo sob sistemas conservacionistas de manejo, pois a maior proporção do C é adicionada na superfície do solo por meio da deposição dos resíduos culturais. Na Figura 8 é apresentado o efeito de longo prazo (30 anos) de sistemas de cultura

com aportes crescentes de biomassa no déficit de saturação de C (DSC) da fração silte fino+argila de um Argissolo subtropical em plantio direto. É importante observar que a maior variação no DSC - diferença entre o teor atual de C e a capacidade máxima de estabilização do C do solo - é mais elevada na camada superficial do solo (0-2,5 cm), reduzindo exponencialmente em profundidade, mas sendo significativa até a camada de 10-20 cm (Rodrigues, 2021).

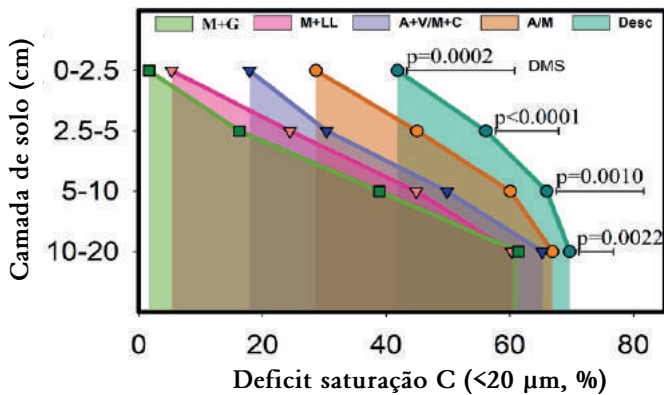



Figura 8. Efeito de longo prazo (30 anos) de sistemas de cultura com aportes crescentes de C e N pela biomassa vegetal sobre o deficit de saturação de C na fração < 20 μm (silte fino+argila) de um Argissolo subtropical. M+G= milho+guandu, M+LL= milho+lablab, A+V/M+C= aveia+ervilhaca/milho+caupi; A/M= aveia/milho, Desc= solo descoberto.

Fonte: Rodrigues (2021).

No experimento que deu origem aos resultados da Figura 8, Rodrigues (2021) conduziu um estudo de campo com a adição de resíduos de aveia preta e de ervilhaca enriquecidos com ^{13}C com a finalidade de avaliar a influência do déficit de saturação de C (DSC) na estabilização no solo do C aportado pelos resíduos, demonstrando uma forte relação entre o DSC e a estabilização do C no solo; e essa influência foi maior para resíduos de alta qualidade (ervilhaca) do que de baixa qualidade (aveia preta) (Figura 9). Pode se observar que em solos com alto teor de C (baixo DSC), houve a estabilização após 12 meses na fração silte fino + argila de aproximadamente de 75 kg C ha^{-1}, não se diferenciando a fonte do C (aveia ou ervilhaca). Por sua vez, em solos com elevado DSC, a estabilização do C foi ampliada, atingindo valores de 150 kg C ha^{-1} para o C adicionado via resíduo de aveia preta e de 250 kg C ha^{-1} para o C adicionado via resíduo de ervilhaca. Os resultados reforçam que a influência do DSC na estabilização do C é mais expressiva quando a fonte de C são

resíduos de "alta qualidade", pois, nesse caso, a estabilização dos produtos do metabolismo microbiano depende mais da disponibilidade de superfícies minerais para interação (Castellano et al., 2015).

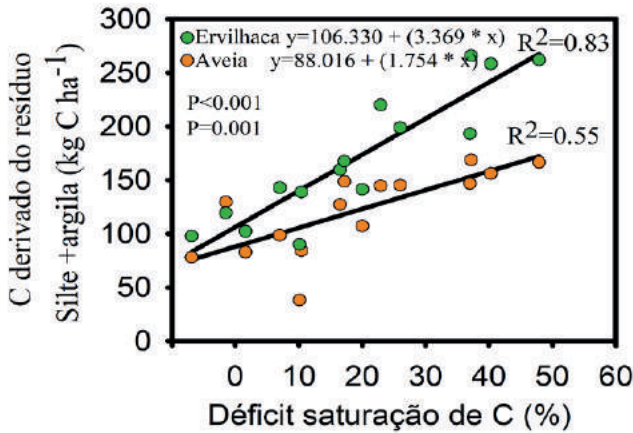



Figura 9. Relação entre o ^{13}C derivado de resíduos de aveia preta e de ervilhaca enriquecidos e o déficit de saturação de C na fração silte fino + argila (<20 μm) na camada de 0-5 cm de um Argissolo subtropical sob diversos sistemas de culturas em plantio direto.

Fonte: Adatado de Rodrigues (2021).

Eficiência de acúmulo do C derivado do sistema radicular das culturas

Apesar da maior estabilização no solo do C derivado do sistema radicular das culturas ser bem reconhecida, praticamente não existem estudos no Brasil nesta temática. Na Tabela 1 é apresentado um levantamento realizado por Souza (2021), o qual abrange alguns estudos realizados em nível internacional e nacional (Tahir et al., 2018) e que destaca a maior eficiência de estabilização do C das raízes do que da biomassa aérea. Na média dos estudos listados, 32% do C adicionado pelas raízes foi estabilizado na MO do solo, aproximadamente 3,7 vezes maior do que a conversão do C da biomassa da parte aérea (8,5%).

Tabela 1. Estabilização do C da biomassa da parte aérea e do C de raízes na matéria orgânica do solo em estudos abrangendo diferentes espécies vegetais.

Planta	% C derivado		Duração	Profundidade	Referência
	Biomassa aérea	Raízes	meses	cm	
Ervilhaca	13	50	5	0-30	Puget e Drinkwater (2001)
Ervilhaca	4	52	4,5	0-15	Kong e Six (2010)
Ervilhaca	5	57	12	0-30	Tahir et al. (2018)
Ervilha	5	19	12	0-30	Tahir et al. (2018)
Trigo	3	35	12	0-30	Tahir et al. (2018)
Trigo	16	24	18	0-50	Buyanovsky e Wagner (1987) 1987)
Centeio	11	18	5	0-15	Austin et al. (2017)
Centeio	9	22	12	0-15	Austin et al. (2017)
Centeio	11	9	17	0-15	Austin et al. (2017)
Média	8,5	31,7			

Visando avaliar a eficiência de estabilização do C derivado da biomassa aérea e das raízes de plantas de cobertura (aveia preta e ervilhaca) em solo subtropical em PD do Sul do Brasil, Souza (2021) conduziu um estudo utilizando o isótopo ^{13}C para rastreamento do C no solo. O primeiro resultado que chama a atenção é a contribuição da rizodeposição durante o desenvolvimento das plantas para a adição de C ao solo, a qual variou de 15% a 70% da adição total de C pelo sistema radicular em subcamadas de solo até 30 cm (Figura 10). Esses resultados chamam a atenção porque a contribuição da rizodeposição remanescente no solo ao final do ciclo da cultura somente pode ser avaliada devido ao uso da técnica de ^{13}C, sendo que, nos poucos estudos desenvolvidos sobre essa temática, apenas a massa de raízes é avaliada. Ou seja, mesmo com todo o esforço físico dispendido na avaliação de raízes, além das consideráveis perdas que ocorrem de raízes finas, a contribuição da rizodeposição no aporte de C também não é avaliada. Essas dificuldades operacionais ajudam a entender o porquê de existirem poucos estudos envolvendo a contribuição de raízes no acúmulo de C no solo, principalmente no Brasil.

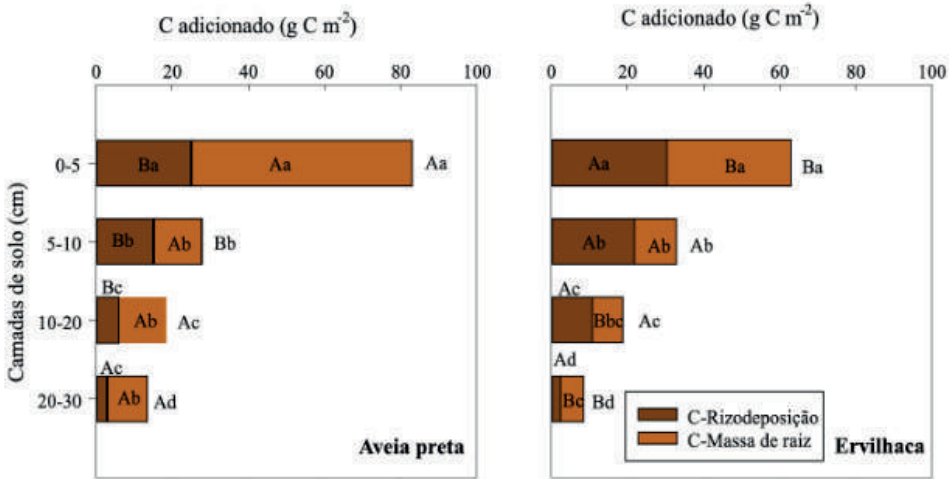



Figura 10. Aporte de C ao solo pelo sistema radicular (rizodeposição e massa de raízes) pela aveia preta e ervilhaca crescidas num Argissolo subtropical em plantio direto.
Fonte: Adaptado de Souza (2021).

A partir da combinação alternada de raízes e biomassa aérea de aveia preta e ervilhaca crescidas em atmosfera natural (^{12}C) e enriquecida com ^{13}C (^{12}C-raiz + ^{13}C biomassa aérea e ^{13}C raiz + ^{12}C biomassa aérea), Souza (2021) realizou o rastreamento do ^{13}C e a avaliação da estabilização do C adicionado por raízes e biomassa aérea das culturas (Souza, 2021). Para a aveia preta, o C adicionado pelas raízes foi aproximadamente duas vezes mais eficiente em acumular no solo que o C adicionado pela biomassa aérea (Figura 11). Entretanto, a elevada eficiência de estabilização do C aportado pela biomassa aérea da ervilhaca não se diferenciou do C adicionado pelas raízes. Estes resultados são de um estudo ainda em andamento, no qual análises de ^{13}C em camadas mais profundas no solo serão feitas para ampliar a robustez dos resultados e interpretar da diferença entre as fontes de C.

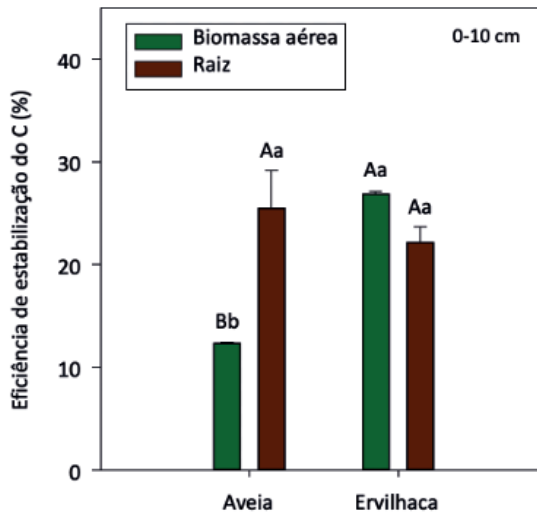



Figura 11. Eficiência de estabilização no solo do C derivado da biomassa aérea e das raízes de aveia preta e de ervilhaca num Argissolo subtropical em plantio direto avaliada através do rastreamento do ^{13}C.
Fonte: Adaptado de Souza (2021).

A contribuição do sistema radicular no acúmulo de C no solo é uma temática de grande importância em sistemas agrícolas, de pecuária e de integração lavoura-pecuária, pois o entendimento do papel do sistema radicular pode contribuir para a definição do arranjo de sistemas de produção, por meio da inserção de culturas com sistema radicular mais vigoroso. Além disso, a maior contribuição do sistema radicular na estabilização do C no solo auxilia o entendimento de que a presença de espécies forrageiras, que apresentam sistema radicular vigoroso e com intensa renovação durante o pastejo, é o principal motivo pelo qual solos sob sistemas integrados de produção agropecuária apresentam taxas mais elevadas de acúmulo de C do que sistemas agrícolas, tendo ambos o sistema plantio direto como base do sistema de produção (Salton et al., 2014).

Considerações finais

Grandes avanços ocorreram na pesquisa em matéria orgânica nas últimas décadas no Brasil e no exterior, inclusive com importantes quebras de paradigmas. A recalcitrância química deixou de ser considerada o principal mecanismo de estabilização da matéria orgânica, enquanto a proteção física em agregados e a interação organo-mineral ganharam destaque neste papel. Em consequência, o fracionamento físico passou a ser amplamente utilizado,

principalmente nos estudos de dinâmica da matéria orgânica e dos fatores envolvidos na estabilização do C no solo. Sobre esta nova base conceitual, e sendo a mineralogia do solo fator determinante para a estabilização da matéria orgânica, os estudos sobre o impacto dos sistemas de uso e manejo nos estoques de C no solo ganharam uma nova perspectiva em solos tropicais e subtropicais, avançando - recentemente - quanto à eficiência do metabolismo microbiano na decomposição de resíduos de alta qualidade, ao déficit de saturação de C e à eficiência de raízes no acúmulo de C a partir da combinação da técnica isotópica do ^{13}C aplicada em experimentos de longa duração.

Futuramente, além da continuidade da pesquisa científica para gerar avanços no entendimento da dinâmica da matéria orgânica em solos tropicais e subtropicais brasileiros, a expectativa é que haja, em termos práticos, uma melhoria do manejo do solo nas lavouras brasileiras, a partir da adoção plena dos pilares da agricultura conservacionista – por meio da implementação de sistemas intensivos de rotação de culturas comerciais e de plantas de cobertura-, em substituição às tradicionais práticas de monocultura e de pousio. Essas práticas combinadas ao plantio direto e associadas à adequada fertilização e manejo físico do solo, certamente, contribuirão para patamares mais elevados de produtividade das culturas na região Sul e no Cerrado brasileiro, além de poderem credenciar os agricultores brasileiros a participarem de forma efetiva do mercado de créditos de C e serem remunerados pelo sequestro de C no solo.

Referências

AMADO, T. J.; BAYER, C.; CONCEIÇÃO, P. C.; SPAGNOLLO, E.; CAMPOS, B. H.; VEIGA, M. Potential of carbon accumulation in no-till soils with intensive use and cover crops in southern Brazil. **Journal of Environmental Quality,** v. 35, p. 1599-1607, 2006. DOI: https://doi.or/10.2134/jeq2005.0233.

AUSTIN, E. E.; WICKINGS, K.; MCDANIEL, M. D.; ROBERTSON, G. P.; GRANDY, A. S. Cover crop root contributions to soil carbon in a no-till corn bioenergy cropping system. **Global Change Biology Bioenergy,** v. 9, p. 1252-1263, 2017. DOI: https://doi.or/10.1111/gcbb.12428.

BAYER, C. **Dinâmica da matéria orgânica em sistemas de manejo de solos**. 1996. 241 f. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

BAYER, C.; DIECKOW, J. Lessons learnt from long-term no-till systems regarding soil management in humid tropical and subtropical regions. In: DANG, Y. P., DALAL, R. C., MENZIES, N. W. (ed.). **No-till Farming Systems for Sustainable Agriculture: Challenges and Opportunities**. Cham: Springer International Publishing, 2020. p. 437-457.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil & Tillage Research,** v. 86, p. 237-245, 2006. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2005.02.023.

BERNOUX, M.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P.; SIQUEIRA-NETO, M.; METAY, A.; PERRIN, A. S.; SCOPEL, E.; RAZAFIMBELO, T.; BLAVET, D.; PICCOLO, M. D.; PAVEI, M.; MILNE, E. Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil, a review. **Agronomy for Sustainable Development,** v. 26, p. 1-8, 2006. DOI: https://doi.org/10.1051/agro:2005055.

BIRD, J. A.; KLEBER, M.; TORN, M. S. ^{13}C and ^{15}N stabilization dynamics in soil organic matter fractions during needle and fine root decomposition. **Organic Geochemistry,** v. 39, p. 465-477, 2008. DOI: https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2007.12.003.

BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CONCEIÇÃO, P. C.; ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; DOS SANTOS, H. P.; DENARDIN, J. E.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. **Global Change Biology,** v. 16, p. 784-795, 2010. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02020.x.

BUYANOVSKY, G. A.; WAGNER, G. H. Carbon transfer in a winter-wheat (*Triticum aestivum*) ecosystem. **Biology and Fertility of Soils,** v. 5, p. 76-82, 1987. DOI: https://doi.org/10.1007/BF00264350.

CAMPBELL, C. A.; BOWREN, K. E.; SCHNITZER, M.; ZENTNER, R. P.; TOWNLEY-SMITH, L. Effect of crop rotations and fertilization on soil organic matter and some biochemical properties of a thick Black Chernozem. **Canadian Journal of Soil Science,** v. 71, p. 377-387, 1991. DOI: https://doi.org/10.4141/cjss91-036.

CASTELLANO, M. J.; MUELLER, K. E.; OLK, D. C.; SAWYER, J. E.; SIX, J. Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. **Global Change Biology,** v. 21, p. 3200-3209, 2015. DOI: https://doi.org/10.1111/gcb.12982.

CONCEIÇÃO, P. C.; DIECKOW, J.; BAYER, C. Combined role of no-tillage and cropping systems in soil carbon stocks and stabilization. **Soil & Tillage Research,** v. 129, p. 40-47, 2013. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2013.01.006.

COTRUFO, M. F.; WALLENSTEIN, M. D.; BOOT, C. M.; DENEF, K.; PAUL, E. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter? **Global Change Biology,** v. 19, p. 988-995, 2013. DOI: https://doi.org/10.1111/gcb.12113.

COTRUFO, M. F.; SOONG, J. L.; HORTON, A. J.; CAMPBELL, E. E.; HADDIX, M. L.; WALL, D. H.; PARTON, W. J. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. **Nature Geoscience,** v. 8, p. 776-779, 2015. DOI: https://doi.org/10.1038/ngeo2520.

DIECKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D. P.; KOGEL-KNABNER, I. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilisation in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. **Soil & Tillage Research,** v. 81, p. 87-95, 2005. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2004.05.003.

HASSINK, J. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. **Plant and Soil,** v. 191, p. 77-87, 1997. DOI: https://doi.org/10.1023/a:1004213929699.

HENIN, S.; DUPUIS, M. Essai de bilan de la matiere organique du sol. **Annales Agronomiques,** v. 3, p. 17-29, 1945.

KASSAM, A.; FRIEDRICH, T.; DERPSCH, R.; KIENZLE, J. Overview of the worldwide spread of conservation agriculture. **Field Actions Science Reports,** v. 8, p. 1-11, 2015.

KONG, A. Y. Y.; SIX, J. Tracing root vs. residue carbon into soils from conventional and alternative cropping systems. **Soil Science Society of America Journal,** v. 74, p. 1201-1210, 2010. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0346.

MARSCHNER, B.; BRODOWSKI, S.; DREVES, A.; GLEIXNER, G.; GUDE, A.; GROOTES, P. M.; HAMER, U.; HEIM, A.; JANDL, G.; JI, R.; KAISER, K.; KALBITZ, K.; KRAMER, C.; LEINWEBER, P.; RETHEMEYER, J.; SCHÄFFER, A.; SCHMIDT, M. W. I.; SCHWARK, L.; WIESENBERG, G. L. B. How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? **Journal of Plant Nutrition and Soil Science,** v. 171, p. 91-110, 2008. DOI: https://doi.org/10.1002/jpln.200700049.

MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F.; LOVATO, T.; FERNANDES, F. F.; DEBARBA, L. Manejo de solo e culturas e sua relação com os estoques de carbono e nitrogênio do solo. In: CURI, N., MARQUES, J. J., GUILHERME, L. R. G., LIMA, J. M., LOPES, A. S., ALVAREZ-V., V. H. (ed.). **Tópicos em Ciência do Solo. Vol. 1.** Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. p. 165-208.

NUNES, R. D. S.; LOPES, A. A. D. C.; SOUSA, D. M. G. D.; CARVALHO MENDES, I. D. Sistemas de manejo e os estoques de carbono e nitrogênio em latossolo de cerrado com a sucessão soja-milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v. 35, p. 1407-1419, 2011. DOI: https://doi.org/10.1590/s0100-06832011000400035.

OGLE, S. M.; BREIDT, F. J.; PAUSTIAN, K. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. **Biogeochemistry,** v. 72, p. 87-121, 2005. DOI: https://doi.org/10.1007/s10533-004-0360-2.

PÖTTKER, D. **Efeito do tipo de solo, tempo de cultivo e da calagem sobre a mineralização da matéria orgânica em solos do Rio Grande do Sul**. 1977. 128 f. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

PUGET, P.; DRINKWATER, L. E. Short-term dynamics of root- and shoot-derived carbon from a leguminous green manure. **Soil Science Society of America Journal,** v. 65, p. 771-779, 2001. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj2001.653771x.

RODRIGUES, L. T. A. **Estabilização e saturação de Carbono em solo subtropical em Plantio Direto por longo prazo**. 2021. 86 f. Tese (Doutorado) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

RUBINO, M.; DUNGAIT, J. A. J.; EVERSHED, R. P.; BERTOLINI, T.; DE ANGELIS, P.; D'ONOFRIO, A.; LAGOMARSINO, A.; LUBRITTO, C.; MEROLA, A.; TERRASI, F.; COTRUFO, M. F. Carbon input belowground is the major C flux contributing to leaf litter mass loss: Evidences from a ^{13}C labelled-leaf litter experiment. **Soil Biology and Biochemistry,** v. 42, p. 1009-1016, 2010. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.02.018.

SALTON, J. C.; MERCANTE, F. M.; TOMAZI, M.; ZANATTA, J. A.; CONCENÇO, G.; SILVA, W. M.; RETORE, M. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. **Agriculture, Ecosystems and Environment,** v. 190, p. 70-79, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.023.

SILVA, G. R. **Rotação de culturas em Latossolo subtropical em plantio direto: carbono orgânico e produtividade das culturas**. 2021. 70 f. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SILVA, J. E.; LEMAINSKI, J.; RESCK, D. V. S. Perdas de matéria orgânica e suas relações com a capacidade de troca catiônica em solos da região de Cerrados do oeste baiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v. 18, p. 541-547, 1994.

SOUZA, J. P. **Estabilização do carbono das raízes e da biomassa aérea de plantas de cobertura no solo em plantio direto**. 2021. 70 f. Qualificação (Doutorado), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

TAHIR, M. M.; RECOUS, S.; AITA, C.; PFEIFER, I. C.; CHAVES, B.; GIACOMINI, S. J. Field C-13 pulse labeling of pea, wheat, and vetch plants for subsequent root and shoot decomposition studies. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v. 42, e0160449, 2018. DOI: https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20160449.

THROCKMORTON, H.; BIRD, J.; MONTE, N.; DOANE, T.; FIRESTONE, M.; HORWATH, W. The soil matrix increases microbial C stabilization in temperate and tropical forest soils. **Biogeochemistry,** v. 122, p. 35-45, 2015. DOI: https://doi.org/10.1007/s10533-014-0027-6.

VELOSO, M. G.; ANGERS, D. A.; TIECHER, T.; GIACOMINI, S.; DIECKOW, J.; BAYER, C. High carbon storage in a previously degraded subtropical soil under no-tillage with legume cover crops. **Agriculture, Ecosystems and Environment,** v. 268, p. 15-23, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.08.024.

ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; DIECKOW, J.; VIEIRA, F. C. B.; MIELNICZUK, J. Soil organic carbon accumulation and carbon costs related to tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in a subtropical Acrisol. **Soil & Tillage Research,** v. 94, p. 510-519, 2007. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2006.10.003.

Capítulo 20

Manejo conservacionista da matéria orgânica do solo: sistema de integração lavoura-pecuária-floresta

Alberto C. de Campos Bernardi
Amanda M. Tadini
Wanderlei Bieluczyk
José Ricardo Macedo Pezzopane
Pedro Luiz Oliveira de Almeida Machado
Beata Emoke Madari
Ladislau Martin Neto

Introdução

Agricultura conservacionista é um sistema de produção embasado no mínimo revolvimento do solo (como por exemplo, o sistema plantio direto), na manutenção da cobertura vegetal permanente do solo (como por exemplo, a palhada sobre o solo) e na diversificação de plantas (como por exemplo, a rotação de culturas gramíneas e leguminosas), contribuindo para a sustentabilidade da produção, melhoria da biodiversidade e dos processos biológicos naturais, além de aumentar o uso eficiente da água e de nutrientes (FAO, 2022). Assim, o sistema de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) e suas variações, como o sistema de integração lavoura-pecuária (ILP) ou o sistema de integração pecuária-floresta (IPF), apresentam estreita relação com a agricultura conservacionista, pois (1) melhoram as condições físicas, químicas e biológicas, por preconizarem o mínimo revolvimento do solo; (2) aumentam a ciclagem e a eficiência de utilização dos nutrientes pelas plantas, devido à rotação ou consórcio de gramíneas com leguminosas e espécies florestais; (3) elevam a competitividade do empreendimento rural, pela oferta regular de forragens, grãos e madeiras; e (4) diversificam e estabilizam a renda na propriedade rural, além de viabilizarem a recuperação de áreas com pastagens degradadas (Wilkins, 2008; Balbinot Jr. et al., 2009; Macedo, 2009; Salton et al., 2014; Cordeiro et al., 2015). Além disso, sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta se caracterizam pela intensificação sustentável, ou seja, ao

mesmo tempo que possibilitam altas produtividades das culturas e melhoram a qualidade da forragem ofertada a animais, promovem a melhoria dos serviços do ecossistema (como por exemplo, sequestro de carbono, recarga de aquíferos) e melhoram a qualidade do solo (Buckwell et al., 2014). A produtividade de grãos é geralmente maior na rotação de culturas produtoras de grãos com pastagens do que de lavouras de grãos em monocultivo (Moraes et al., 2014).

O solo é um componente da superfície da Terra que se formou a partir de materiais geológicos e da biomassa em decomposição. As partes sólidas, líquidas e gasosas constituem um sistema tridimensional e dinâmico, podendo ser vegetado naturalmente ou ter sido modificado pelo homem para cultivo agrícola, extração de materiais (como por exemplo, argila, areia, cascalho e turfa), fixação de edificações e diversas construções ou instalações civis (Blum et al., 2018; Souza et al., 2018). A matéria orgânica do solo (MOS), definida no Capítulo 1, é um dos quatro componentes básicos do solo, contém grandes quantidades de carbono e nitrogênio e é indicadora-chave da qualidade e saúde do solo. A MOS influencia o conteúdo de água e ar do solo, sua temperatura, sendo também muito importante nas reações de trocas iônicas que condicionam o grau de fertilidade do solo (Blum et al., 2018). Pelo fato de o solo possuir a função ecológica de produzir biomassa, é este o principal meio de crescimento de plantas para o fornecimento de alimentos para o homem e para os animais, além de gerar matéria-prima e energia renováveis.

Pelo fato de conter quantidade de carbono quase quatro vezes maior do que a encontrada na vegetação ou na atmosfera terrestre, o solo tem alta relevância no equilíbrio climático (Houghton et al., 2009). A capacidade do solo para a produção de alimentos, aliado ao potencial de mitigação das mudanças climáticas (Capítulo 7), tem despertado atenção especial no contexto dos problemas ambientais atuais (Vermeulen et al., 2019). O desafio atual é manter e avançar na capacidade produtiva dos solos dos sistemas de produção agropecuários com simultâneo combate à degradação ambiental, de modo a promover a mitigação das emissões de gases de efeito estufa e a adaptação às mudanças climáticas (Rockström et al., 2016). Além disso, o crescimento global da população até 2050, quando deve superar 9 bilhões de habitantes, trará consigo o crescimento da prosperidade, mudanças de padrões alimentares nas economias emergentes e aumento da demanda por dietas mais variadas e, consequentemente, exigirá recursos adicionais para a produção, aumentando a pressão sobre os sistemas de produção de grãos, forragens, fibras e energia renovável (Serraj et al., 2018; Ramankutty et al., 2018, Rockström et al., 2016). Não se trata, portanto, unicamente, da necessidade de aumento na produção global de alimentos (FAO, 2017). Nesse contexto,

surge a demanda de uma economia mais descarbonizada, na qual os sistemas de integração podem levar a maior produtividade da agricultura e maior diversidade de produtos, aliadas ao menor impacto ambiental (Lemaire et al., 2014; Alves et al., 2017; Sá et al., 2017).

Os sistemas ILPF representam uma oportunidade no conjunto de estratégias para a intensificação agropecuária mais sustentável do Brasil, pois têm o potencial de recuperar vastas áreas de pastagens degradadas, incorporar os princípios da agricultura conservacionista e, ao mesmo tempo, diminuir a intensidade das emissões de gases de efeito estufa (Cortner et al., 2019; Sá et al., 2017). O uso mais eficiente do solo conjugado com a adoção de boas práticas de manejo das pastagens e dos animais pode aumentar a produção de produtos pecuários por unidade de pasto em até 2,5 vezes, em relação aos sistemas convencionais de pastagem com baixa capacidade de suporte e pastejo contínuo (Martha Jr., 2012). Além disso, o manejo adequado possibilita que o solo forneça os serviços ecossistêmicos, que incluem a produção de alimentos, fibras e energia, regulação do clima, redução de inundações, controle da erosão, melhoria da qualidade do ar e da água e reservatório para a biodiversidade, bem como aumentar a resiliência do ecossistema diante das mudanças climáticas (Bouma, 2014; Lal, 2016).

Integração lavoura-pecuária-floresta

A integração lavoura-pecuária-floresta é definida como uma "estratégia de produção sustentável que integra atividades de cultivo consorciado, em sucessão ou rotacionado, buscando-se efeitos sinérgicos entre os componentes do agroecossistema, adequação ambiental, valorização do homem, maior viabilidade econômica e aumento da sustentabilidade dos sistemas de produção de alimentos" (Balbino et al., 2011). Os sistemas integrados incluem os componentes em diferentes combinações (Figura 1): sistema lavoura-pecuária-floresta (ILPF), sistema pecuária-floresta (IPF), sistema lavoura-floresta (ILF) e sistema lavoura-pecuária (ILP). Skorupa e Manzatto (2019) mostraram que os principais sistemas integrados em uso no Brasil são os sistemas ILP, ILPF e o IPF, que representam 83%, 9% e 7% dos sistemas integrados adotados, respectivamente. A adoção desses diferentes sistemas integrados varia de acordo com a região, pois há diferentes incentivos agrícolas e econômicos de um local para o outro (Martha Jr. et al., 2011). O componente florestal é ainda o menos adotado entre os agricultores brasileiros, principalmente nas regiões Centro-Oeste e Sul do Brasil (Skorupa; Manzatto, 2019). Polidoro et al. (2021) estimaram que as quatro modalidades de estratégias do ILPF, nos cinco biomas do Brasil, englobavam, em 2020, a área total de 17,4 milhões de hectares.

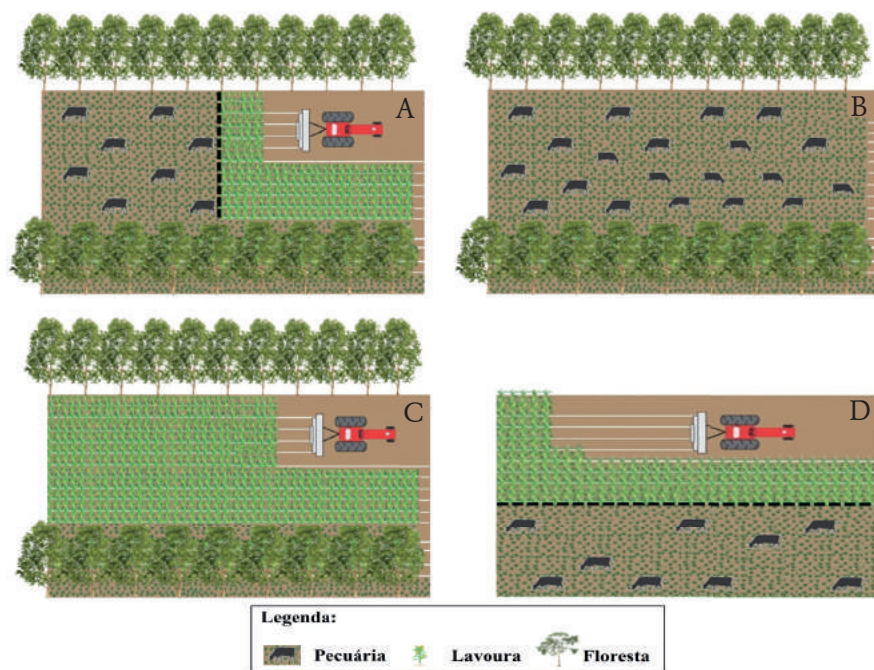



Figura 1: Ilustração de diferentes sistemas integrados de cultivo: (A) sistema lavoura-pecuária-floresta (ILPF), (B) sistema pecuária-floresta (IPF), (C) sistema lavoura-floresta (ILF) e (D) sistema lavoura-pecuária (ILP).

Fonte: Adaptado de Balbino et al. (2011), Bieluczyk et al. (2020) e Tadini et al. (2021b).

As vantagens das modalidades de ILPF estão bem definidas, como seus efeitos sinérgicos positivos nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo que atenuam a degradação em comparação com a agricultura tradicional (Laroca et al., 2018; Borges et al., 2019; Damian et al., 2021; Valani et al., 2022; Silva et al., 2022). Essa melhoria das propriedades edáficas é uma proteção contra a erosão, além de promover maior ciclagem de nutrientes (Xavier et al., 2014) e proporcionar retorno financeiro (Martha Jr. et al., 2011; Reis et al., 2019; Tupy et al., 2019; Vinholis et al., 2021). No Brasil, de acordo com Skorupa e Manzatto (2019), as principais motivações para os agricultores adotarem sistemas integrados são: mitigar os impactos ambientais inerentes à atividade agropecuária; aumentar a produtividade das culturas e recuperar pastagens degradadas.

No Brasil, os cultivos consorciados ou sistemas de integração não são práticas recentes. No início do século XX, já se praticava a agricultura com criação animal de forma integrada, ou seja, por exemplo, nas terras baixas do Rio Grande do Sul, após a colheita do arroz, bovinos pastejavam na resteva do

arroz. O consórcio de arroz de sequeiro com forrageiras já era praticado em solos mais férteis no início da agropecuária no Brasil Central. O consórcio de arroz-pastagem, denominado Sistema Barreirão (Kluthcouski et al., 1991), foi o sistema pioneiro desenvolvido na década de 1980 pela Embrapa Arroz e Feijão, com objetivo de recuperar ou reformar áreas com pastagens degradadas no Brasil Central. Tem como características o condicionamento físico e químico do solo, utilizando a aração profunda com arado (preferencialmente de aiveca), para romper as camadas compactadas ou adensadas, incorporar corretivo da acidez no subsolo e controlar o banco de sementes de plantas daninhas. Ainda hoje, ele é utilizado com essas finalidades e como estratégia de manejo do solo para a implantação das outras modalidades de sistemas integrados.

A partir da década de 1990, o Sistema Santa Fé foi consolidado, tendo como objetivo a produção consorciada de culturas de grãos (especialmente milho, sorgo, milheto e arroz) com forrageiras tropicais, principalmente as do gênero *Brachiaria* (syn. *Urochloa*), em áreas de lavoura ou pastagens com solo parcial ou totalmente corrigido com calcário (Kluthcouski; Aidar, 2003). Nesse sistema a cultura anual apresenta grande desenvolvimento inicial e inibe o crescimento das forrageiras, evitando a interferência de plantas espontâneas na produtividade da cultura principal. O Sistema Santa Fé é uma opção para produção de palhada em quantidade e qualidade para o plantio direto e produção de forragem no período da entressafra.

O Sistema Santa Brígida (Oliveira et al., 2010) representou uma evolução dos sistemas de integração ao utilizar o sistema plantio direto (SPD) com a inserção de adubos verdes (como o guandu-anão, *Cajanus cajan*) no sistema de produção e plantio simultâneo de milho e cultivo de pasto. Sob essas condições, há fixação biológica do N_2 atmosférico pela leguminosa e produção de grãos e forragens de melhor qualidade no período seco do ano.

Outra modalidade mais recente é o Sistema São Mateus (Salton et al., 2013), que é um sistema ILP indicado para regiões de solos arenosos, com baixa capacidade de armazenamento de água das chuvas e distribuição irregular das chuvas ao longo do ano. Geralmente, é implantado em áreas onde há ocorrência de veranicos no período chuvoso. O sistema São Mateus propõe a antecipação da correção química e física do solo, via a recuperação ou renovação da pastagem, e o cultivo de soja em plantio direto na safra seguinte.

O desenvolvimento desses sistemas (Barreirão, Santa Fé, Santa Brígida e São Mateus) impulsionaram outras diferentes combinações de sistemas de integração, como o Sistema Santa Ana, em 2015, o Sistema São Francisco, em 2017, e o Sistema Gravataí, em 2018. Além disso, em sequência à implantação, houve a inserção do componente arbóreo, principalmente eucalipto melhorado,

nos sistemas de lavouras e pastagens, o que representou um avanço dos sistemas ILP (Cordeiro et al., 2015). Um amplo histórico do sistema ILPF nas diferentes regiões do Brasil, incluindo uma avaliação da adoção e dos impactos, pode ser encontrado em Vilela et al. (2019).

ILPF: apoio de política pública para ampliar a adoção

Em 2009, durante a Conferência das Nações Unidas sobre as Mudanças Climáticas (COP 15) da UNFCCC, realizada em Copenhague, Dinamarca, de maneira voluntária, o Governo do Brasil submeteu o Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura (Plano ABC), como parte da Ação de Mitigação Nacionalmente Apropriada (NAMA) que tinha como meta a redução da emissão de 166 milhões de toneladas de CO_2eq entre 2010 e 2020 (Brasil, 2012). Ainda em 2009, foi instituída a Política Nacional sobre Mudança do Clima por meio da Lei nº 12.187. Em 9 de dezembro de 2010, foi publicado o Decreto nº 7.390 estabelecendo o Plano ABC e, vinculado a ele, foram criadas linhas de crédito (Programa ABC). O Programa ABC disponibilizou cerca de R$2,0 bilhões para financiamento das práticas conservacionistas de manejo do solo e sistemas de cultivo no âmbito do Plano ABC com juros mais atrativos, ao mesmo tempo que incorporou linhas de crédito do Programa de Incentivo à Produção Sustentável do Agronegócio (PRODUSA), com cerca de R$1,0 bilhão, e do Programa de Plantio Comercial e Recuperação de Florestas (PROPFLORA) destinados às finalidades semelhantes e ao mesmo público (Brasil, 2012). O Plano ABC estabeleceu como meta a ampliação da adoção das seguintes práticas ou ações de mitigação e adaptação às mudanças do clima: (1) recuperação de pastagens degradadas (RPD): recuperação de 15 milhões de hectares de pastagens degradadas; (2) ILPF: implantação de 4 milhões de hectares de sistema de integração lavoura-pecuária-floresta e de suas variações, como a ILP ou IPF e dos sistemas agroflorestais (AF); (3) SPD: adoção do sistema de plantio direto em 8 milhões de hectares; (4) fixação biológica de nitrogênio (FBN): ampliação em 5,5 milhões de hectares com aplicação da tecnologia fixação biológica de nitrogênio; (5) floresta plantada (FP): aumento da área de reflorestamento em 3,0 milhões de hectares; e (6) tratamento de dejetos de animais (TDA): tratamento de 4,4 milhões de toneladas de dejetos de animais. Com a implementação dessas ações, buscava-se a mitigação das emissões de gases de efeito estufa (GEE) da ordem de 133,9 a 162,9 milhões de toneladas CO_2eq até 2020.

Em avaliação recente sobre o alcance das práticas selecionadas pelo Plano ABC, observou-se que houve uma ampliação da ordem de 91 a 114 milhões

de hectares, correspondendo entre 93% e 115% da meta compromisso de 33,5 milhões de hectares. No período considerado, houve uma expansão de 66%, 86% e 45% para RPD, ILP e SPD, respectivamente, com mitigação das emissões variando de cerca de 106% a 170% da meta estabelecida (Manzatto et al., 2020). Para TDA, a mitigação das emissões apresentou ampla variação, atingindo faixa na redução de 39% a 103% da meta prevista. No caso da ILPF, a expansão da adoção do sistema se deu em 5,83 milhões de hectares, ou seja, área 146% maior do que a previamente estabelecida como meta. Apesar das dificuldades enfrentadas para monitorar a efetiva adoção das práticas do Plano ABC (Carauta et al., 2021), o Programa ABC gerou estímulos para a maior adoção de sistemas de integração por produtores mais inovadores e, além disso, pequenos ajustes nos esquemas de financiamento podem contribuir para ampliar o uso de práticas mais sustentáveis (Carauta et al., 2017; Cortner et al., 2019). Como consequência, o Plano ABC resultou em motivação para o estabelecimento do Plano ABC+, para o período de 2020 a 2030, como parte da contribuição nacionalmente determinada (NDC) do Brasil, dentro do Acordo firmado na COP 21 de Paris, em 2015 (Brasil, 2021). O Plano ABC é um exemplo internacional de política pública para a implementação de ações de adaptação e mitigação de emissões de GEE em larga escala na agricultura, similar às existentes na Austrália, Quênia, Níger ou Índia, mas bem mais abrangente quanto às práticas selecionadas (Cooper et al., 2013).

Ao examinarem as políticas de incentivo à intensificação da pecuária no Brasil, Cohn et al. (2014) concluíram que o sistema ILPF é uma alternativa viável para reduzir as emissões globais de gases de efeito estufa ao poupar terras do desmatamento. Além disso, os sistemas ILPF podem também ser consideradas tecnologias viáveis de combate à degradação do solo, por isso, estão em consonância com iniciativas internacionais como a *Global Soil Partnership* (GSP) e *4 por mille Initiative - Soils for Food Security and Climate*. A FAO estabeleceu, em 2012, a GSP para desenvolver sinergias entre organizações nacionais e internacionais numa ação global para estimular o uso sustentável dos recursos do solo (Montanarella, 2015). Outra iniciativa, a *4 por mille - Soils for Food Security and Climate,* lançada em Paris, França, na COP21, tem o objetivo de aumentar os estoques globais de matéria orgânica do solo em 4 por 1000 (ou 0,4%) por ano, na camada de solo de 0 - 30 cm, para a compensação das emissões globais de gases de efeito estufa gerados por fontes antropogênicas (Minasny et al., 2017). Rumpel et al. (2020) apresentaram os desafios para a implementação da iniciativa 4 por 1000, e identificaram barreiras, riscos e *trade-offs* para estimular a inovação e iniciar a transição dos sistemas agrícolas para sistemas de cultivo mais conservacionistas e menos emissores de gases-estufa.

O Brasil também está alinhado com a agenda internacional que busca o uso sustentável dos recursos naturais, incluindo o recurso solo, e com as premissas do acordo que definiu os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (*Sustainable Development Goals*) (ODS) propostos pela Organização das Nações Unidas (ONU) na Conferência sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento e, neste contexto, a matéria orgânica dos solos é fator-chave para se alcançar os ODS (Madari et al., 2020).

Compartimentos de MOS em sistemas de cultivo integrado

A MOS tem papel fundamental na sustentabilidade dos sistemas de produção agropecuário devido a sua influência nas propriedades físicas, biológicas e químicas do solo. O C é um fator que controla processos-chaves no solo, notadamente, ciclagem de nutrientes, dinâmica da água, atividade de microrganismos e fluxos de gases de efeito estufa (Schmidt et al., 2011; Paul, 2016; Santoiemma, 2018; Wiesmeier et al., 2019; Neal et al., 2020). A adaptação, mitigação e garantia da segurança alimentar no contexto das mudanças climáticas podem ser asseguradas aumentando o sequestro de carbono orgânico do solo por meio da adoção de práticas adequadas de manejo do solo e sistemas de produção (Rumpel et al., 2020).

A importância da MOS em regiões de clima tropical e subtropical com solos altamente intemperizados é ainda maior que a dos climas temperados. Os solos de regiões de clima tropical naturalmente apresentam baixas concentrações de nutrientes, notadamente baixa disponibilidade de P e N, e maiores taxas de decomposição de matéria orgânica do que solos de clima mais frio e menos úmido. Devido à composição mineralógica dos solos tropicais, onde predominam os argilominerais 1:1, como a caulinita, e óxidos e hidróxidos de Fe e Al (hematita, magnetita goethita), a MOS é a principal fonte natural e matriz de retenção de nutrientes para as plantas (Lal, 2004; Bayer et al., 2011; Lal, 2019).

As taxas de acúmulo de MOS frequentemente são expressas em carbono (C), assumindo que em torno de 58% da MOS é composta de C e que o tempo para atingir um novo equilíbrio de C, bem como a capacidade do solo de manter os níveis de C, dependem do aporte de material orgânico, da sua taxa de mineralização, da textura do solo e do clima, entre outros fatores (Houghton et al., 2009; Lal, 2016). Solos argilosos, potencialmente, contribuem para o maior armazenamento de C e, sob condições de vegetação nativa, possuem estoques maiores (Zinn et al., 2007). O impacto da mudança nos estoques de C, no entanto, pode ser mais pronunciado e materializado no desempenho agronômico em solos de textura leve. O conteúdo original de C e a qualidade do solo (Cardinael et al., 2017) são outros fatores importantes.

O sucesso dos sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta na promoção do maior acúmulo e na manutenção do C no solo dependerá em grande parte do sucesso do uso de boas práticas de manejo dentro do sistema ILPF ao longo do tempo. Algumas delas são associadas ao menor revolvimento do solo por meio da ação de máquinas, promoção e manutenção da estrutura e qualidade física do solo (agregação do solo, infiltração e retenção de água), por isso, é necessário que haja aportes contínuos de biomassa para assegurar maior armazenamento e acúmulo do C, cobertura constante do solo para redução da erosão e adoção de práticas de manejo e cultivo do solo que assegurem aporte contínuo de resíduos orgânicos e palhadas (restos de cultura) para repor os nutrientes exportados na colheita e fornecer substrato para o microrganismos e nutrientes para as plantas (Oliveira et al., 2018).

Produção de biomassa

A diversificação de espécies vegetais deve ocorrer na adoção de estratégias intensificadas que promovam, conjuntamente, benefícios ambientais, sociais e econômicos (Magalhães et al., 2019). Os sistemas de produção da pecuária baseados na integração lavoura-pecuária e na integração lavoura-pecuária-floresta proporcionam um aumento da produção da biomassa de forragem quando comparados com os sistemas extensivos e manejo não conservacionista de áreas de pastagens.

Avaliando a produção anual de forragem em diversos sistemas de produção pecuária, Pezzopane et al. (2020b) constataram que, na média de dois anos de avaliação, o sistema extensivo produziu 4,85 Mg de matéria seca de forragem por hectare por ano (kg MS ha^{-1} ano^{-1}), contra 13,48 kg MS ha^{-1} ano^{-1} na ILP baseada no processo de renovação da pastagem com a cultura do milho, e 9,67 kg MS ha^{-1} ano^{-1} na ILPF com o eucalipto como sistema arbóreo. No sistema ILPF, a redução da produção de forragem, em comparação ao sistema ILP, foi associada ao elevado sombreamento proporcionado pelas árvores, o que pode ser minimizado com o manejo do componente arbóreo (Pezzopane et al., 2020b). A presença do componente arbóreo amplia a capacidade de produção de biomassa nos sistemas, em função do potencial de produção das árvores. Em um experimento de ILPF com eucaliptos (*Eucalyptus urograndis* Clone GG100), numa avaliação da biomassa total das árvores (parte aérea e raiz), aos oito anos de idade das árvores, Pezzopane et al. (2021) quantificaram que as árvores aportaram aos solos taxas anuais de18,58 Mg MS ha^{-1} ano^{-1} em um sistema de ILPF e 17,63 Mg MS ha^{-1} ano^{-1} em um sistema de IPF (Silvipastoril).

O sucesso dos sistemas ILPF em acumular MOS é atribuído ao C incorporado pelas raízes das gramíneas forrageiras utilizadas como cobertura e/ou pastagem (Salton et al., 2011; Loss et al., 2012b; Baptistella et al., 2020). Nesse contexto, foi realizado estudo na área experimental da Embrapa Pecuária Sudeste em São Carlos (SP), onde se avaliou a dinâmica de raízes finas durante um período de dois anos (Bieluczyk et al., 2021). Com esse propósito, foi utilizada a técnica do *minirhizotron* (Johnson et al., 2001) em ambas as áreas de ILP e ILPF, sendo as avaliações realizadas em duas épocas: (i) lavoura, com avaliações quinzenais, entre novembro de 2014 e março de 2015; e (ii) pastagem, com avaliações mensais, entre abril de 2015 e agosto de 2016. Os principais destaques nos resultados dessas avaliações foram as diferenças no padrão da densidade acumulada de comprimento radicular entre os ciclos de lavoura e de pastagem (Figura 2AB).

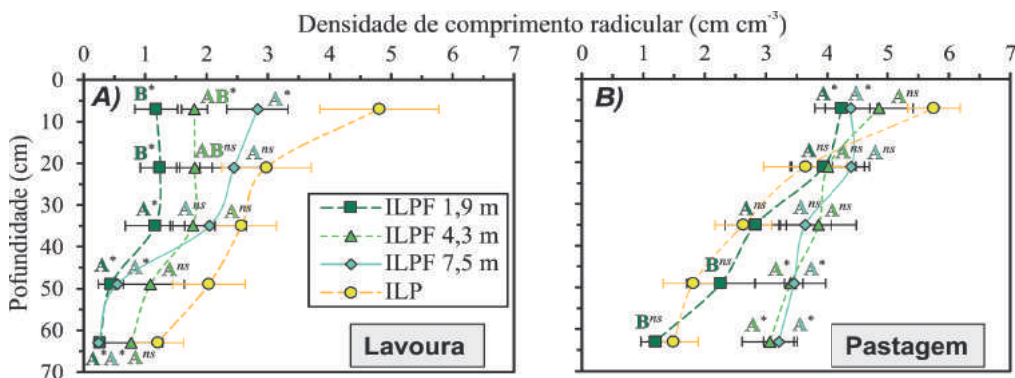



Figura 2. Densidade de comprimento radicular ao longo do perfil do solo (0 - 70 cm) nos espaçamentos de 1,9, 4,3 e 7,5 m na entrelinha do eucalipto em sistema de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) e na área de referência de integração lavoura-pecuária (ILP) em períodos de lavoura (A) e pastagem (B). Letras maiúsculas comparam posições na ILPF pelo teste t de Tukey ($p \leq 0{,}05$). *, ^{ns} significativo e não significativo pelo teste de Dunnet ($p \leq 0{,}05$).

Fonte: Adaptado de Bieluczyk et al. (2021).

Nesse estudo foi observado que as árvores de eucalipto com mais de 20 metros de altura impactaram na produtividade do sistema radicular no período da lavoura, tanto mais intensamente quanto mais próximo das árvores, principalmente nas posições de 1,9 e 4,3 metros (Figura 2A). A distância de 1,9 m foi a mais limitada, provavelmente pelo sombreamento entre 40% e 60% da lavoura durante esse período (Bosi et al., 2020), que também reduziu

a produção de milho e braquiária (Pezzopane et al., 2019). Em razão desses resultados, Bieluczyk et al. (2021) desenvolveram uma discussão destacando que: (i) diversos estudos da literatura demonstraram que o milho detém alta eficiência fotossintética, mas é suscetível à restrição de luz aos níveis que foi imposta pelo arranjo das árvores de eucalipto, consequentemente reduzindo a sua produção de biomassa aérea e radicular; (ii) a competição interespecífica por luz, água e nutrientes se intensificou na ILPF, principalmente entre os estágios de sete folhas formadas e do pendoamento do milho, impactando o desenvolvimento da braquiária, que estava posicionada abaixo de ambos os dosséis de milho e eucalipto; e (iii) a lavoura de milho consorciada com braquiária não deveria ser introduzida em manejos futuros do sistema ILPF, ao menos que parte das árvores fosse colhida para reduzir a competição por luz. Além disso, houve um perfeito alinhamento com o estudo sobre a MOS desenvolvido no mesmo experimento e período de avaliação (Bieluczyk et al., 2020). Considerando que as frações lábeis da MOS se associam positivamente ao aporte de biomassa radicular em sistemas integrados de produção (Loss et al., 2012a), as reduções na densidade de comprimento radicular certamente contribuíram para diminuir os teores de C matéria orgânica particulada no período de lavoura.

Se no período da lavoura o consórcio de espécies apresentou restrições na ILPF, no período de pastagem o cenário mudou significativamente (Figura 2B). A produção radicular na distância de 1,9 m foi bastante similar à da ILP ao longo do perfil do solo, enquanto as posições de 4,3 e 7,5 m da ILPF apresentaram densidades de comprimento radicular maiores se comparadas ao sistema ILP nas camadas de 42-56 e 56-70 cm. Portanto, o período de lavoura foi o que mais aumentou o comprimento de raiz (Figura 3), durante a fase da pastagem, no entanto, a média de produção diária foi maior nas posições intermediárias da entrelinha da ILPF quando contrastadas à ILP. Diante desses resultados pode-se concluir que: (i) o período de lavoura deteve maior produção radicular nos sistemas integrados, portanto, é ferramenta estratégica para potencializar o aporte de biomassa de raízes, fato que também foi evidenciado pelos maiores teores de C particulado (Bieluczyk et al., 2020); e (ii) durante a fase pastagem a braquiária solteira mostrou sinergia com os eucaliptos em posições intermediárias da entrelinha dos renques, aumentando a produção radicular, principalmente em camadas mais profundas do solo (Figura 2B).

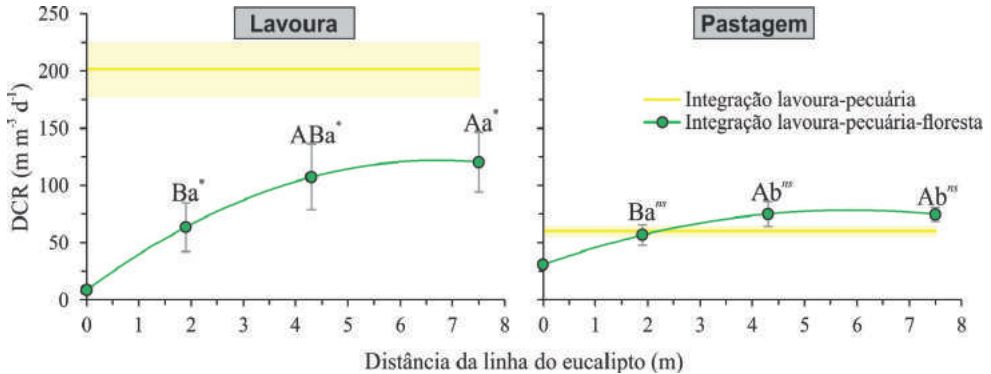



Figura 3. Média diária da densidade de comprimento radicular (DCR) em períodos de lavoura e pastagem em diferentes distâncias das árvores em sistema de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) e integração lavoura-pecuária (ILP). Letras maiúsculas comparam distâncias na ILPF e letras minúsculas comparam períodos de avaliação pelo teste t de Tukey ($p \leq 0,05$). *, ^{ns} significativo e não significativo pelo teste de Dunnett ($p \leq 0,05$).

Fonte: Adaptado de Bieluczyk et al. (2021).

Estoque carbono em solos sob sistemas ILPF

Os sistemas integrados, devido ao alto potencial atribuído a esses sistemas de produção no que se refere ao sequestro de C, se destacam entre as tecnologias de baixa emissão de carbono e carbono neutro na política pública do Brasil no setor agropecuário (Carvalho et al., 2014; Conceição et al., 2017; Sá et al., 2017; Vigan et al., 2017; Oliveira et al., 2018; Bieluczki et al., 2020; Damian et al., 2021; Tadini et al., 2021a; Oliveira et al., 2022). Estima-se que 60% a 70% das pastagens brasileiras apresentam sinais de degradação (Soares et al., 2020; LAPIG, 2021). E os sistemas integrados são fundamentais na recuperação dessas áreas, uma vez que frequentemente estão sendo implementados como alternativa economicamente viável para recuperar pastagens degradadas (Cortner et al., 2019; Reis et al., 2019).

Nair et al. (2010) relataram estimativas de estoques de C do solo variando entre 30 e 300 Mg C ha^{-1} na profundidade de solo de 0 a 1 m, e as variações foram devido às diferenças entre sistemas, regiões ecológicas e tipos de solo. Porém, também relataram uma tendência geral de aumento do carbono orgânico do solo em sistemas agroflorestais em comparação com outras práticas de uso da terra em uma classificação considerando o conteúdo de carbono orgânico do solo, na seguinte ordem crescente: florestas > agroflorestas > plantações de árvores > culturas anuais. Batjes (2005) avaliou os estoques de C em diferentes classes de solos do Brasil e encontrou variações de 42 Mg C ha^{-1} em Neossolos

Quartzarênicos a 137 Mg C ha^{-1} em Gleissolos; e nas classes de solos de maior representatividade do país, os Latossolos e os Argissolos, os estoques foram, respectivamente, de 96 e 79 Mg C ha^{-1} até a profundidade de 1 m.

Em ILP, taxas de acumulação de C positivas são frequentemente observadas. Implementadas em áreas de monocultivo de culturas anuais onde não houve uso de práticas de conservação do solo ou em áreas de pastagens degradadas, o aumento nos estoques de C pode ser atribuído à adoção de boas práticas de manejo e à fase de pastagem adequadamente manejada. O manejo conservacionista do solo geralmente favorece o acúmulo de C a longo prazo nos ecossistemas do Cerrado e da Amazônia (Carvalho et al., 2010). Um acréscimo no acúmulo de C entre 1,61 e 1,48 Mg ha^{-1} foi observado no sistema plantio direto no Cerrado, em um período de 8 anos, em comparação ao C armazenado em solo de lavoura convencional (Corbeels et al., 2016). Pastagens também têm grande potencial para aumentar o acúmulo de C no solo. O pastejo contínuo influencia a proporção entre folhas e raízes das gramíneas (Bayer et al., 2011) e induz mudanças na alocação de C em profundidades maiores que 30 cm, exercendo, portanto, efeitos positivos para sua acumulação no solo (Mcsherry; Ritchie, 2013). Além disso, gramíneas tropicais podem produzir cerca de 10 Mg ha^{-1} de biomassa seca de raízes, contribuindo, significativamente, para aumentar o carbono orgânico do solo (Pezzopane et al., 2020a). As raízes têm maior coeficiente de humificação do que os restos culturais da parte aérea. De acordo com Bayer et al. (2011), cerca de 21% e 12% do C da biomassa das raízes e de folhas, respectivamente, são convertidos em C na forma de húmus no solo.

Na região do Cerrado e da Amazônia, após a conversão do uso do solo de sistemas de cultivos anuais em ILP, as taxas de acúmulo de C, em três fazendas diferentes, variaram entre 0,82 e 2,58 Mg C ha^{-1} ano^{-1} na camada superficial de 30 cm do solo, no intervalo de 1 a 8 anos de cultivo (Carvalho et al., 2010). Em um Latossolo Vermelho argiloso, no Cerrado goiano, Oliveira et al. (2022) estimaram o potencial de acúmulo de C em ILP, usando o modelo CQESTR, num estudo no qual foi implantado, há 20 anos, o sistema ILP numa área cultivada por 30 anos de agricultura convencional. Nas avaliações realizadas para um período adicional de 20 anos, os autores observaram que o aumento estimado em C, na camada de 0 a 30 cm do solo, foi de 18 e 12 Mg ha^{-1} na taxa de 0,90 e 0,60 Mg ha^{-1} ano^{-1} sob ILP. Além disso, ficou demonstrado que o sistema ILP propiciou maior acúmulo de C do que sistemas de produção de grãos em SPD, no mesmo intervalo de condução do experimento.

A capacidade de acúmulo de C está associada ao ILPF (Nair et al., 2010; Sarto et al., 2020) devido à assimilação de C atmosférico adicional na biomassa (Müller et al., 2009) em comparação àagricultura convencional,

a outros sistemas integrados sem árvores, ou até a alguns sistemas florestais (monoculturas) (Tsukamoto Filho et al., 2004). A dinâmica de C sob ILPF pode ser muito diferente daquela observada em sistemas sem cultivo de árvores. O componente florestal pode influenciar diretamente o acúmulo de C no solo pelo arranjo, densidade e espécies de árvores cultivadas (Kunhamu et al., 2011). A estratificação horizontal da área, na qual as árvores são intercalares com pastagens ou lavouras nas entrelinhas, é um arranjo para facilitar o uso de máquinas. Efeitos indiretos da componente árvore podem se manifestar por meio de sua influência sobre as culturas anuais (Mendes et al., 2013; Franchini et al., 2014) ou sobre a pastagem (Paciullo et al., 2011) disposta nas entrelinhas das árvores. O efeito do arranjo e de cultivo simultâneo de plantas nos sistemas de integração afetam a distribuição espacial do C orgânico do solo (Oliveira et al., 2018). Além disso, as árvores afetam a distribuição vertical das frações da MOS (Heile et al., 2010). Por isso, é importante que um plano de amostragem adequado seja utilizado no sentido de se avaliar corretamente a variabilidade horizontal e vertical do COS.

As taxas de acúmulo de carbono orgânico do solo em sistemas integrados implantados nos biomas do Cerrado e Amazônico são apresentadas na Tabela 1. Conceição et al. (2017) observaram uma taxa de 1,83 Mg C ha^{-1} ano^{-1}, na camada de 0 a 30 cm do solo, em ILPF, após três anos de implementação em área anteriormente sob agricultura convencional, em um Latossolo Vermelho-Amarelo argiloso, na zona de transição Cerrado – Amazônia, no estado de Mato Grosso. No sul da Amazônia, em um sistema ILPF implantado em Latossolo Vermelho-Amarelo argiloso, dentro de um período de 12 anos, a acumulação de C foi de 1,47 Mg C ha^{-1} ano^{-1} na camada de 0 a 100 cm do solo, em comparação com o balanço de C em uma pastagem degradada adjacente (Oliveira et al., 2018). Nesse estudo, a maior parte do C armazenado foi encontrada sob as linhas de árvores nas camadas de solo abaixo de 30 cm. Os mesmos autores encontraram também um gradiente de C entre o ponto meio da pastagem na entrelinha das árvores até a linha das árvores, na camada de 30 a 100 cm do solo, sendo que o estoque de C aumentou gradualmente na direção das linhas de árvores. A acumulação de C foi observada em solo nutricionalmente equilibrado. No mesmo ambiente, entretanto, não foi observado acúmulo de C em área onde o solo foi deficiente em N. No sudeste do Brasil, Bieluczyk et al. (2020) observaram um ganho de 1,96 e 1,74 Mg C ha^{-1} ano^{-1} em ILP e ILPF, respectivamente, na camada até 40 cm de profundidade do solo, em comparação ao pastejo extensivo. A inclusão de árvores no ILP, entretanto, não resultou em aumento de estoques de C, ao contrário, causou redução da taxa de acúmulo de C em 0,22 Mg ha^{-1} ano^{-1}. A redução nos estoques de C foi

explicada pela redução nas entradas de N no solo causadas pelo crescimento limitado de espécies de culturas anuais e gramíneas sob o sombreamento de árvores. O manejo adequado de ILPF, por exemplo, distância entre renques de árvores, equilíbrio no suprimento de nutrientes, especialmente N, o manejo da fertilidade, a escolha certa da espécie de pasto, uso correto de capacidade de suporte e a adubação do sistema integrado de produção, entre outras, é fundamental para alcançar acúmulo de C no solo.

Tabela 1. Taxas de acúmulo de carbono orgânico do solo (COS) em sistemas integração lavoura-pecuária (ILP) e integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) nos biomas Cerrado e Amazônia.

Região	Solo	Linha de base do estoque de COS (Mg C ha^{-1})	Potencial de acúmulo de COS (Mg C ha^{-1} ano^{-1})	Tempo de acúmulo (ano)	Profundidade do solo (m)	Informação adicional	Referência
Transição Cerrado - Amazônia	Latossolo Vermelho-Amarelo	64,50	1,83	3	0,3	ILPF, PMA 2550 mm, TMA 25 C, Argila% = 56	Conceição et al. (2017)
Cerrado	Latossolo Vermelho-Amarelo	-	1,96	6	0-0,4	ILP, PMA 1545 mm, TMA 20,6 C, 40 > Argila% > 30	Bieluczyk et al. (2020)
		-	1,74			ILPF, PMA 1545 mm, TMA 20,6 C, 40 > Argila% > 30	
Sul da Amazônia	Nitossolo Vermelho	50,10	2,85	4	0-0,3	ILP, PMA 2200 mm, TMA 26 C, 70 > Argila% > 60, solo de alta fertilidade	Carvalho et al. (2010; 2014)
	Latossolo Amarelo	57,40	1,35	4	0-0,3	ILP, PMA 2000 mm, TMA 28 C, 60 > Argila% > 50	
Cerrado	Latossolo Vermelho	66,44	0,82	8	0-0,3	ILP, PMA 1500-1800 mm, TMA 23 C, 70 > Argila% > 60	
Cerrado	Latossolo Vermelho Acriférrico	64,73-63,74	0,60-0,90	10	0-0,3	ILP, PMA 1503 mm, TMA 23 C, Argila% = 53 (Tempo de acumulação de COS 10 anos após 19 anos sob ILP)	Oliveira et al. (2022)

Continua

Tabela 1. Continuação

Região	Solo	Linha de base do estoque de COS (Mg C ha^{-1})	Potencial de acúmulo de COS (Mg C ha^{-1} ano^{-1})	Tempo de acúmulo (ano)	Profundidade do solo (m)	Informação adicional	Referência
Sul da Amazônia	Latossolo Vermelho-Amarelo	110,66	1,47	12	0-1,0	ILPF com 3 linhas de árvores por renque, solo balanceado em nutrientes, PMA 1954 mm, TMA 26 C, 0-30 cm 60 > Argila% > 50, 30-100 cm 70 > Argila% > 60	Oliveira et al. (2018)
		55,05	0,58	12	0-0,3		
		55,61	0,89	12	0,3-1,0		
		110,66	-0,04	12	0-1,0	ILPF com 1 linha de árvores por renque, solo deficiente em N, PMA 1954 mm, TMA 26 C, 0-30 cm 60 > Argila% > 50, 30-100 cm 70 > Argila% > 60	
		55,05	0,01	12	0-0,3		
		55,61	-0,05	12	0,3-1,0		

PMA: precipitação média anual; TMA: temperatura média anual. Adaptado de Khalil et al. (2021).

Fracionamento da MOS em solos de sistemas integrados de produção

Os estoques de C e N do solo têm sido utilizados para quantificar os efeitos de sistemas agrícolas na qualidade do solo e, em abordagens recentes, incluídos em avaliações da sustentabilidade (Sá et al., 2017). Entretanto, para além da quantidade de C e N do solo, os efeitos de sistemas de manejo são mais acuradamente e rapidamente compreendidos quando avaliados aspectos sobre a qualidade da matéria orgânica do solo (MOS). Fracionar a MOS de forma granulométrica, densimétrica, química, isotópica, dentre outras, permite inferir sobre os efeitos do manejo recente e o grau de transformação, a ciclagem e a labilidade do material orgânico no solo. Um estudo de frações da MOS define, ou até prevê, a função do solo no armazenamento ou perda de carbono, pois as frações possuem tempo de ciclagem e funções bioquímicas e biológicas distintas (Cerli et al., 2012).

Alguns estudos recentes, conduzidos sob sistema de integração-lavoura-pecuária-floresta, têm se utilizado de métodos de fracionamento da MOS para investigar a sua quantidade, a qualidade e, eventualmente, a origem do C remanescente no solo. Dentre eles, destaca-se o trabalho de Bieluczyk et al. (2020), em que os autores avaliaram a influência do sistema ILPF, em série temporal, sobre os *pools* de C em solos após ciclos sucessivos de lavoura e de pastagem. Para estudar parâmetros qualitativos da MOS, os autores realizaram

o fracionamento granulométrico e quantificaram a MOS leve, com flotação em água dos resíduos orgânicos mais lábeis do solo (Anderson; Ingram, 1993); para avaliar a origem do C e do N no solo, bem como identificar mudanças nas suas propriedades ao longo do tempo, foi analisada as razões isotópicas do C e do N associados à MOS (i.e., ^{13}C, ^{15}N).

Utilizando a fração do C particulado, e a MOS leve em água, Bieluczyk et al. (2020) mostraram que o consórcio do milho com a *Urochloa brizantha* cv. Marandú, no ciclo da lavoura, foi o que causou maior aporte de MOS nos sistemas integrados, tanto na ILP quanto na ILPF. O C particulado e a MOS leve refletem o aporte recente de MOS (Loss et al., 2012b), e o maior acúmulo nessas frações ocorre em função da adição contínua de resíduos orgânicos e palhas e material orgânico que excedem a capacidade de decomposição da biomassa microbiana do solo (Bordonal et al., 2017). Nesse sentido, Bieluczyk et al. (2020) também destacaram que uma grande quantidade de resíduos de palha e raízes foi disponibilizada para o processo de decomposição ao dessecar a prévia pastagem para a semeadura do milho consorciado com a braquiária. Por outro lado, após o ciclo de lavoura, o C particulado da ILPF foi menor que o da ILP em algumas camadas do solo. Na Figura 4 são apresentados esses resultados distribuídos espacialmente para três distâncias (n = 6) dos renques de eucalipto, avaliadas de acordo com o espaço na entrelinha de árvores no sistema ILPF. Após a safra de milho, as três posições na entrelinha da ILPF apresentaram menores teores de C particulado, se comparadas à ILP. Após um ano sucessivo de pastejo, a posição mais próxima aos renques (1,9 m) reduziu ainda mais os teores de C particulado. Porém, ao analisar conjuntamente ambos os compartimentos do C (particulado e associado aos minerais), percebe-se que o valor de sua soma (C total) não difere entre as áreas, sendo o balanço das frações a principal mudança entre as posições e arranjos de plantas nos sistemas ILPF e no ILP.

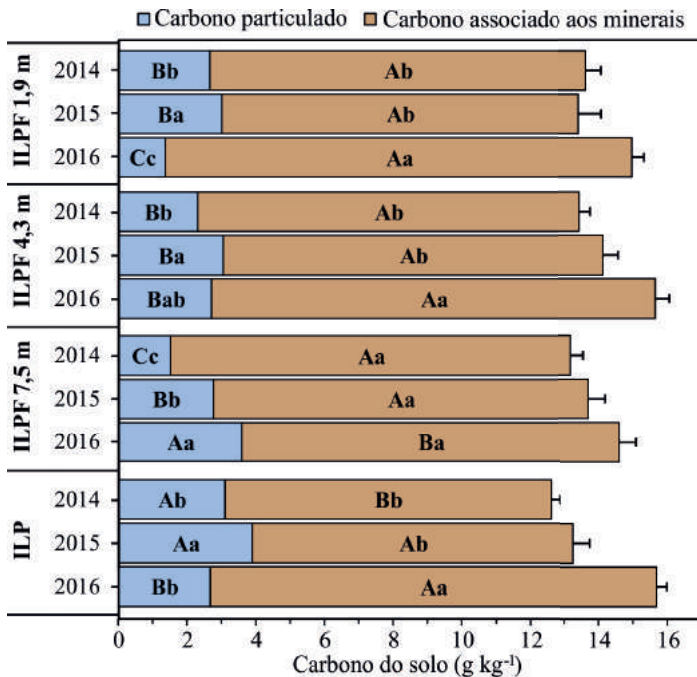



Figura 4. Teores de carbono particulado e associado aos minerais de solo em sistema integração-lavoura-pecuária (ILP) e integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) com plantas e forragens dispostas a 1,9, 4,3 e 7,5 metros dos renques de eucalipto. Letras maiúsculas comparam as médias de tratamentos e as minúsculas o ano de coleta do solo, para avaliação temporal dos pools de C no tempo (Tukey $p \leq 0,05$). Avaliações sucessivas após 2 anos de pastejo e uma safra de milho.

Fonte: Adaptado de Bieluczyk et al. (2020).

Qualidade da MOS sob sistemas integrados de produção

Considerando a relevância da MOS, pesquisas são realizadas em todo o mundo para avançar no conhecimento da composição química e molecular, bem como do C em sua estrutura, nos variados solos e sistemas de produção, utilizando diferentes técnicas, desde as mais simples até as mais avançadas. Com essa perspectiva, há destaque para o emprego da Espectroscopia de Fluorescência Induzida por Laser (LIFS) como uma excelente ferramenta para avaliar a transformação da MO em solos agrícolas (Milori et al., 2006; Senesi et al., 2016; Tadini et al., 2018; Segnini et al., 2019; Tadini et al., 2021a). Além de ser uma técnica ambientalmente sustentável, permite avaliar a qualidade e a estabilidade da MO por meio da determinação do índice de humificação (H_{LIFS}) (Milori et al., 2006).

Tadini et al. (2021a) avaliaram solos sob sistemas integrados (ILPF, IPF e ILP) em uma área de campo experimental da Embrapa Pecuária Sudeste, em São Carlos (SP), após 5 anos de estabelecimento do sistema ILPF. A Espectroscopia de Fluorescência Induzida por Laser foi empregada nesse estudo a fim de avaliar a qualidade e o grau de transformação da MOS (Milori et al., 2006), por meio da determinação do índice de humificação (H_{LIFS}) nesses sistemas agrícolas. Um espectro típico de emissão com excitação em 405 nm, obtido pelo LIFS empregando amostras de solos do sistema ILPF (Tadini et al., 2021a), é apresentado na Figura 5. Os espectros de emissão das amostras dos solos indicaram uma banda de intensidade máxima em torno de 525 e 550 nm, com ombros em torno de 570 e 620 nm. Esses padrões sugerem a presença relevante de componentes moleculares em estruturas aromáticas da MO, que englobam radicais dos grupos orgânicos funcionais do tipo carbonila e carboxílico, sendo a maior intensidade de fluorescência verificada na camada mais profunda de solo (80 - 100 cm).

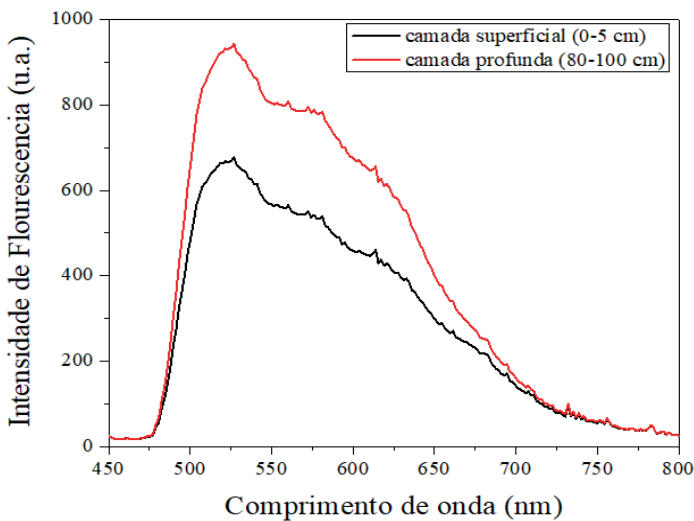



Figura 5. Espectros típicos de emissão da Espectroscopia de Fluorescência Induzida por Laser (LIFS) obtidos com as pastilhas de solos de um sistema integrado de produção (ILPF) na camada superficial (0 - 5 cm) e mais profunda do solo (80 - 100 cm).

Os valores médios do carbono no solo (%) e os índices de humificação (H_{LIFS}) em diferentes sistemas agrícolas, tais como pastejo intensivo (INT) e extensivo (EXT), ILPF, IPF, ILP e floresta natural (FN) são apresentados nas Figuras 6 e 7. Os teores de carbono diminuíram sistematicamente do horizonte

superficial até a profundidade de 100 cm, em todas as áreas (Figuras 6 e 7). No entanto, foi observado que em até 100 cm de profundidade, há uma quantidade maior de carbono no ILPF (Figura 6) do que na FN (Figura 7), demonstrando o potencial de sequestro de carbono nesses sistemas integrados conforme confirmados e descritos por Bernardi et al. (2020). Além disso, pode-se observar que em sistemas nos quais as gramíneas são inseridas, por exemplo, ILPF e IPF, as raízes podem estar contribuindo para a biomassa subterrânea e desempenhando um papel fundamental para o acúmulo de carbono nesses sistemas integrados.

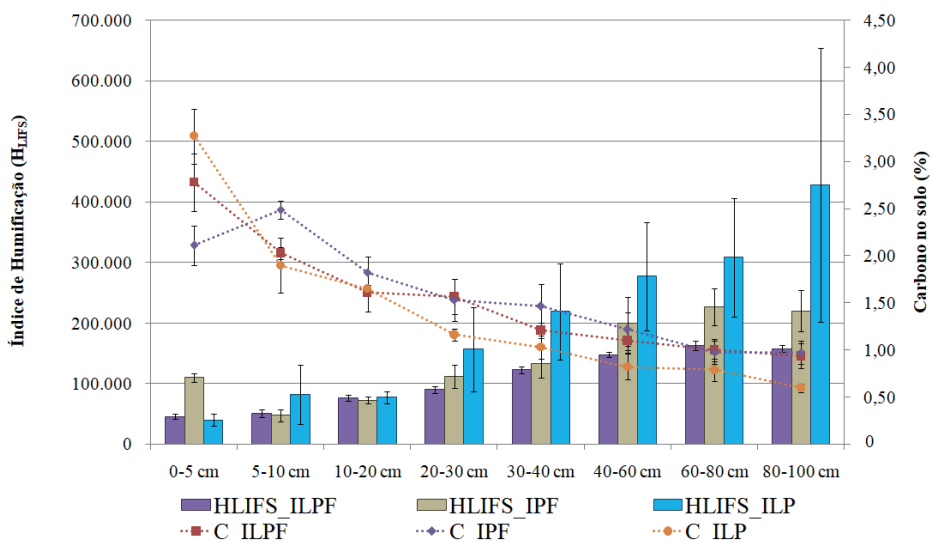



Figura 6. Valores médios do Carbono no solo (%) e Índice de Humificação (H_{LIFS}) dos sistemas integrados lavoura-pecuária-floresta (ILPF), pecuária-floresta (IPF) e lavoura-pecuária (ILP) em diferentes profundidades

Fonte: Adaptado de Bernardi et al. (2020) e Tadini et al. (2021a).

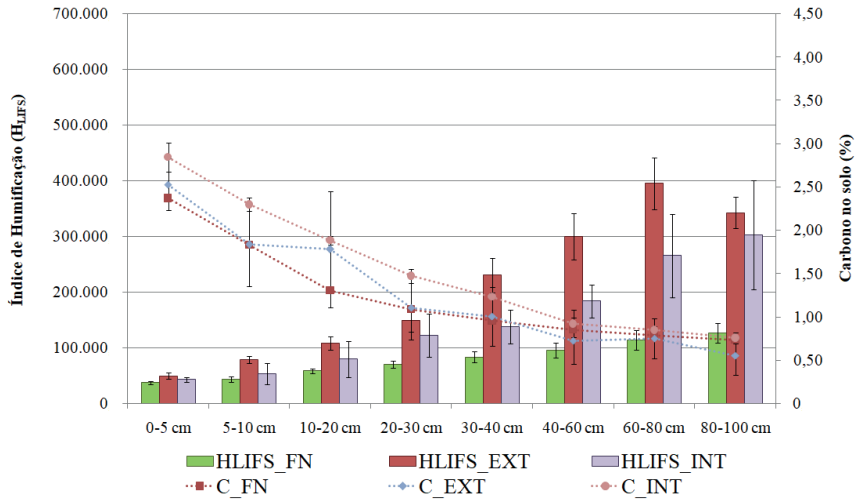



Figura 7. Valores médios do Carbono no solo (%) e Índice de Humificação (H_{LIFS}) das áreas floresta natural (FN), pastejo intensivo (INT) e extensivo (EXT) em diferentes profundidades

Fonte: Adaptado de Bernardi et al. (2020) e Tadini et al. (2021a).

Bieluczyk et al. (2020), avaliando as mesmas áreas de estudo dos sistemas ILPF e ILP (Figura 6), observaram um acúmulo de carbono orgânico de 0,28 Mg ha^{-1} ano^{-1} de C no solo na profundidade de 0 a 40 cm para o sistema ILP, que sucedeu o pasto em uso exclusivo da terra. Em contraste, no sistema ILPF não foi observado esse aumento no conteúdo MOS. No entanto, os resultados de Bernardi et al. (2020), utilizando as mesmas áreas e amostras apresentadas nas Figuras 6 e 7, mostraram que os estoques de carbono foram de 179,9; 160,2; 136,4 e 129,7 Mg ha^{-1} para o ILP, ILPF, IPF e FN, respectivamente, após cinco anos de implementação dos sistemas integrados agrícolas. Os autores concluíram que os sistemas integrados (ILPF, IPF e ILP) levaram a um aumento no acúmulo de carbono nesses solos em apenas cinco anos de implantação. Avaliando a qualidade química do carbono em solo sob sistemas de plantio direto e de sucessão soja/milho em sistemas integrados ILP, no município de Querência, Mato Grosso, Brasil, Soares et al. (2020) observaram que os maiores estoques de carbono foram observados nos sistemas ILP devido ao maior aporte de resíduo orgânico nesses solos, que promoveu aumento nos estoques de carbono nesses sistemas, resultados que estão de acordo aos reportados por Almeida et al. (2021).

Os valores dos índices de humificação (H_{LIFS}) (Figuras 6 e 7) aumentaram com a profundidade em todos os sistemas agrícolas. Os sistemas integrados

(ILPF, IPF e ILP) e a pastagem extensiva (EXT) apresentaram maiores valores médios do H_{LIFS} da MOS comparado às áreas de floresta nativa e pastagem intensiva. A presença de animais também merece destaque como nos sistemas integrados (ILPF, IPF e ILP) e na área de pastagem contínua (EXT), uma vez que os dejetos *in natura* de bovinos podem ativar a biota do solo e propiciar melhor ambiente para o crescimento e atividade da biomassa microbiana do solo, por conseguinte, resultar em maior taxa de decomposição do material orgânico presente nesse solo.

O processo de humificação ou a transformação da MOS ocorre com a estabilização do C, em que pode haver a inserção de compostos mais estáveis com alta intensidade de fluorescência (por exemplo, compostos fenólicos e aromáticos) e/ou preservação de compostos mais resistentes à degradação química, como a lignina, o que implica na presença no solo de compostos orgânicos quimicamente mais estáveis à decomposição (Senesi et al., 2016).

Desse modo, vêm sendo observado nos sistemas ILPF aumento do conteúdo de C do solo, do índice de humificação e de grupos aromáticos com o aumento da profundidade, comparativamente com áreas de referência, como a floresta nativa (Tadini et al., 2021a). Além disso, a fração mais recalcitrante da MOS, os ácidos húmicos (AH), extraídos desses solos, mostraram que o sistema ILPF exibiu assinaturas ^{13}C correspondentes às plantas do tipo C4 (pastagem e milho), de modo que, até o momento (5 anos de início do plantio de eucalipto), não houve contribuição relevante de resíduos orgânicos das árvores (metabolismo do tipo C3) sobre o C armazenado no solo. Por sua vez, as amostras de ácidos húmicos de solos da floresta nativa (FN) exibiram uma característica uniforme de assinatura ^{13}C de plantas C3 (árvores nativas, leguminosas) (Tadini et al., 2021b). Esses resultados são consistentes com os reportados em outro estudo realizado por Bieluczyk et al. (2020), com amostras de solo para a mesma área experimental com ILPF e FN, monitorados até 40 cm no perfil de solo.

Outro resultado interessante, observado por Tadini et al. (2021b), foi a presença de ácidos benzenopolicarboxílicos (BPCA) determinados por análise cromatográfica líquida de alta resolução (HPLC), a qual revelou estruturas aromáticas condensadas presentes nas amostras de ácidos húmicos dos sistemas ILPF e floresta nativa. Ressalta-se que os compostos aromáticos condensados são geralmente considerados de origem termogênica (incêndios florestais) e, devido à ausência de eventos de queima nessa área sugere-se que possa estar sendo oriundo da lignina, visto que estudos recentes sugeriram que o C condensado (também conhecido como "Carbono Negro" ou "*Black Carbon*") pode ser produzido durante a transformação (humificação) da lignina conduzida por

radicais livres, por exemplo, “reações de Fenton”, com ativa participação de íons de ferro (Chen et al., 2014; DiDonato et al., 2016).

Tadini et al. (2021ab) também revelaram que a floresta nativa e os sistemas ILPF apresentam compostos aromáticos condensados, que são mais humificados, com o aumento da profundidade do solo. Além disso, as caracterizações das amostras de ácidos húmicos por ressonância paramagnética eletrônica (EPR), com detecção de radicais livres do tipo semiquinona, mostraram associação ao índice de humificação das amostras em que os ácidos húmicos de sistemas ILPF têm um nível absoluto mais elevado de radicais livres do tipo semiquinona que os ácidos húmicos de solos de floresta nativa e pastagens (Tadini et al., 2022a).

A espectroscopia de Ressonância Magnética Nuclear 1D e 2D combinada com o processo de termoquinólise de hidróxido de tetrametilamonio (TMAH) e seguida por cromatografia gasosa bidimensional - espectrometria de massa (TMAH-GCxGC-MS) foram empregadas nesses sistemas integrados e mostraram que a aromaticidade observada no aumento do índice de humificação deve-se à presença de fenóis lignináceos oxidados – resíduos de guaiacil, siringil e p-hidroxifenil –, as quais demonstraram ser produtos resultantes do processo de humificação da MOS e estão sendo acumuladas nas camadas mais profundas do solo nos sistemas ILPF do que na FN, que é dominado por compostos aromáticos condensados. Essas análises revelaram também que o solo do sistema ILPF é bioquimicamente mais ativo, provavelmente devido à maior abundância de fenóis lignificados, com caráter monofenólico e alta oxigenação, quando comparados aos compostos aromáticos condensados encontrados nos solos da FN. A hipótese para explicar essa alta reatividade bioquímica observada nos ácidos húmicos dos sistemas ILPF seria justificada pela elevada quantidade e alta diversidade de resíduos de biomassa provindas do capim Piatã, do milho, de folhas e de exsudatos das raízes do eucalipto e de dejetos do gado (especialmente esterco bovino) depositados na camada superficial desses solos. Assim, devido à diversidade de entradas de biomassa, o aumento no sequestro de C e bioatividade da MO humificada são mais prevalentes nos solos sob ILPF, pois diferentes espécies microbianas funcionam ativamente (Lange et al., 2015).

Portanto, esses estudos demonstraram que, apesar dos solos de sistema ILPF apresentarem maior quantidade de estruturas aromáticas fluorescentes (maior índice de humificação detectado por LIFS, em amostras de solos intactos), esses solos são quimicamente menos estáveis, contudo, bioquimicamente mais ativo, permitindo que seu conteúdo de MOS seja mais facilmente alterado e diversificado por microrganismos, do que nos solos das áreas de FN. Desse modo, os resultados relatados acima permitiram obter informações críticas

sobre os constituintes estruturais da MOS e propor um diagrama conceptual do processo de humificação e estabilização do carbono nesses sistemas integrados, conforme apresentado na Figura 8.

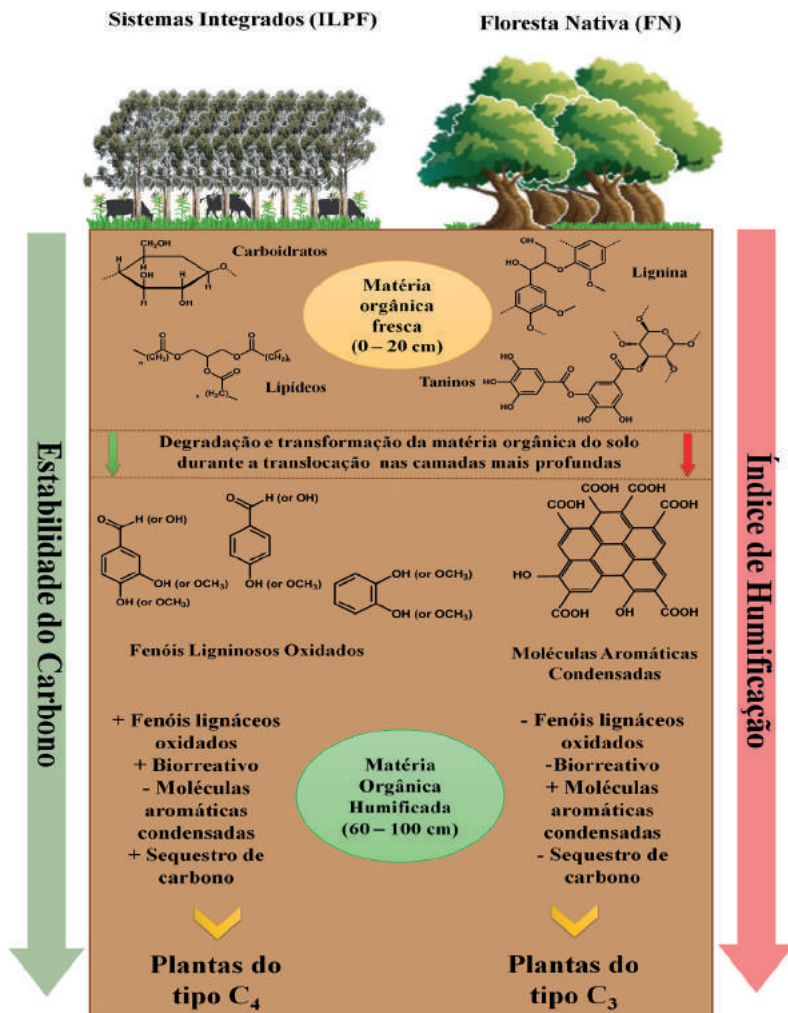



Figura 8. Diagrama do processo de humificação e estabilização da matéria orgânica do solo com a profundidade nos sistemas integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) e em floresta natural em área tropical.

Fonte: Adaptado de Tadini et al. (2022b).

Na Figura 8, observa-se que a matéria orgânica fresca no ILPF é extremamente diversificada contendo vários resíduos de remanescentes de capim-piatã, milho, folhas e exsudatos de raízes de eucalipto e esterco bovino. Alguns desses resquícios

também estão presentes na camada de matéria orgânica humificada, porém, por simplicidade, são mostrados apenas fenóis ligninosos oxidados e moléculas aromáticas condensadas. Os fenóis ligninosos, com caráter monofenólico e alta oxigenação, devem ser produto de processos de humificação durante a translocação da MOS em horizontes mais profundos do solo nos sistemas ILPF enquanto na FN é dominado por aromáticos condensados. Além disso, os fenóis ligninosos são responsáveis pela estabilização da MOS nesse tipo de manejo agrícola, e foi observado também a presença de substâncias lipídicas que provavelmente se originaram da hidrólise de cadeias de lignina durante sua decomposição microbiana, ou são exsudatos de micróbios, pois o metabolismo microbiano é uma das possíveis vias de formação dessa matéria orgânica (Guo et al., 2019; Dou et al., 2020).

Os sistemas integrados são estratégias de gerenciamento muito positivas na estabilização do C no solo e destacam-se como práticas agrícolas inovadoras e sustentáveis. Estudos descritos na literatura (Bernardi et al., 2020; Bieluczyk et al., 2020; Soares et al., 2020; Almeida et al., 2021; Tadini et al., 2021ab; 2022ab) vêm demonstrando que o emprego desses sistemas integrados, com apenas 3 - 5 anos de estabelecimento, estão acumulando uma MO mais estável e tornando uma alternativa eficiente na redução de CO_2 no Brasil e no mundo.

Considerações finais

Os sistemas integrados de produção são estratégias de uso sustentável da terra, que podem apoiar o aumento da produção agrícola e, ao mesmo tempo, recuperar e preservar o meio ambiente. A adoção dos sistemas integrados representa um avanço significativo na busca da sustentabilidade da agricultura brasileira.

As alterações promovidas pelos sistemas integrados nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo refletem na quantidade e qualidade do carbono orgânico. Nos resultados de estudos aqui apresentados, os autores avaliaram a dinâmica, aspectos estruturais e reatividade da matéria orgânica nesses sistemas integrados. Dessa forma foram discutidas como estas informações são fundamentais para compreender os processos que influenciam no acúmulo do C nos solos. Também foi comprovado que sistemas integrados promovem maior acúmulo de C no solo e aumento da estabilidade da matéria orgânica. Os estudos ainda confirmaram a importância desses sistemas para a agricultura sustentável, combate às mudanças climáticas e por ser uma das importantes estratégias do país para a descarbonização da agropecuária.

Por fim, sugere-se que estudos sobre a quantidade, qualidade e estrutura das frações da matéria orgânica nos solos, sob sistemas integrados, sejam conduzidos para as diferentes combinações de sistema integrados nos diferentes biomas.

Agradecimentos

Os trabalhos que deram suporte a este capítulo foram desenvolvidos no âmbito do Projeto Rural Sustentável - Cerrado, resultado da parceria entre o Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID), o Governo do Reino Unido, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), o Instituto Brasileiro de Desenvolvimento e Sustentabilidade (IABS) e a Rede ILPF e a Embrapa.

Referências

ALMEIDA, L. L. S.; FRAZÃO, L. A.; LESSA, T. A. M.; FERNANDES, L. A.; VELOSO, A. L. C.; LANA, A. M. Q; SOUZA, I. A.; PEGORARO, R. F.; FERREIRA, E. A. Soil carbon and nitrogen stocks and the quality of soil organic matter under silvopastoral systems in the Brazilian Cerrado. **Soil and Tillage Research**, v. 205, e104785, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104785.

ALVES, B. J. R.; MADARI, B. E.; BODDEY, R. M. Integrated Crop-Livestock-Forestry Systems: Prospects for a sustainable agricultural intensification. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 108, p. 1-4. 2017. DOI: https://doi.org/10.1007/s10705-017-9851-0.

ANDERSON, J. M.; INGRAM, J. S. I. **Tropical soil biology and fertility:** a handbook of methods. 2nd ed. Wallingford: CABI Pub., 1993. 240p.

BALBINO, L. C.; BARCELLOS, A. O.; STONE, L. F. **Marco referencial:** Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF). Brasília, DF: Embrapa, 2011. 130 p

BALBINOT JR., A. A.; MORAES, A.; VEIGA, M.; PELISSARI, A.; DIECKOW, J. Integração lavoura-pecuária: intensificação de uso de áreas agrícolas. **Ciência Rural**, v. 39, p. 1925-1933, 2009. DOI: https://doi.org/10.1590/S0103-84782009005000107.

BAPTISTELLA, J. L.; ANDRADE, S. A. L.; FAVARIN, J. L.; MAZZAFERA, P. *Urochloa* in tropical agroecosystems. **Frontiers in Sustainable Food Systems**. v. 4, article 119, 2020. DOI: https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.00119.

BATJES, N. H. Organic carbon stocks in the soils of Brazil. **Soil Use and Management**, v. 21, p. 22-24, 2005. DOI: https://doi.org/10.1111/j. 1475-2743.2005.tb00102.x.

BAYER, C.; AMADO, T. J. C.; TORNQUIST, C. G.; CERRI, C. E. P.; DIECKOW, J.; ZANATTA, J. A.; NICOLOSO, R. S. Estabilização do carbono no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na agricultura conservacionista. In: KLAUBERG FILHO, O.; MAFRA, A. L.; GATIBONI, L. C. (ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa. 2011. v. 7. p. 55-118.

BERNARDI, A. C. C.; ESTEVES, S. N.; PEZZOPANE, J. R. M.; ALVES, T. C.; BERNDT, A.; PEDROSO, A. F.; RODRIGUES, P. H. M.; MARTIN NETO, L.; OLIVEIRA, P. P. A. Estoques de carbono no solo em sistemas integrados no bioma Mata Atlântica. In: SOTTA, E. D.; SAMPAIO, F. G.; COSTA, M. S. N. (org.). **Coletânea de fatores de emissão e remoção de gases de efeito estufa da pecuária brasileira**. Brasília, DF: MAPA: SENAR, 2020. p. 104-105. https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/222802/1/EstoquesCarbonoSoloSistemas.pdf).

BIELUCZYK, W.; PICCOLO, M. C.; PEREIRA, M. G.; MORAES, M. T.; SOLTANGHEISI, A.; BERNARDI, A. C. C.; PEZZOPANE, J. R. M.; OLIVEIRA, P. P. A.; MOREIRA, M. Z.; CAMARGO, P. B.; DIAS, C. T. S.; BATISTA, I.; CHERUBIN, M. R. Integrated farming systems influence soil organic matter dynamics in Southeastern Brazil. **Geoderma**, v. 371, e114368, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114368.

BIELUCZYK, W.; PICCOLO, M. C.; PEREIRA, M. G.; LAMBAIS, G. R.; MORAES, M. T.; SOLTANGHEISI, A.; BERNARDI, A. C. C.; PEZZOPANE, J. R. M.; BOSI, C.; CHERUBIN, M. R. Eucalyptus tree influence on spatial and temporal dynamics of fine root growth in an integrated crop livestock forestry system in southeastern Brazil. **Rhizosphere**, v. 19, e100415, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2021.100415.

BLUM, W. E. H.; SCHAD, P.; NORTCLIFF, S. **Essentials of soil science**: Soil formation, functions, use and classification (World Reference Base, WRB). Stuttgart: Borntraeger Science Publishing, 2018. 171 p.

BORDONAL, R. O.; LAL, R.; RONQUIM, C. C.; FIGUEIREDO, E. B.; CARVALHO, J. L. N. N.; MALDONADO JR., W.; MILORI, D. M. B. P.; SCALA JR., N. La. Changes in quantity and quality of soil carbon due to the land-use conversion to sugarcane (*Saccharum officinarum*) plantation in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 240, p. 54-65, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.016.

BORGES, W. L. B.; CALONEGO, J. C.; ROSOLEM, C. A. Impact of Crop-Livestock-Forest Integration on Soil Quality. **Agroforestry System**, v. 93, p. 2111–2119, 2019.

BOSI, C.; PEZZOPANE, J. R. M.; SENTELHAS, P. C. Silvopastoral system with eucalyptus as a strategy for mitigating the effects of climate change on Brazilian pasturelands. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, e20180425, 2020. DOI: https://doi.org/10.1590/0001-3765202020180425.

BOUMA, J. Soil science contributions towards sustainable development goals and their implementation: Linking soil functions with ecosystem services. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science,** v. 177, p. 111-120, 2014. DOI: https://doi.org/10.1002/jpln.201300646.

BRASIL - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Plano setorial para adaptação à mudança do clima e baixa emissão de carbono na agropecuária com vistas ao desenvolvimento sustentável (2020-2030)**: visão estratégica para um novo ciclo. Brasília, DF: Secretaria de Inovação, Desenvolvimento Rural e Irrigação, MAPA. 28 p. 2021.

BRASIL, Ministério Da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura**. Plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono). Brasília: MAPA/ACS, 2012. 173 p.

BUCKWELL, A.; UHRE, A. N.; WILLIAMS, A.; POLAKOVA, J.; BLUM, W. E.; SCHIEFER, J.; LAIR, G. J.; HEISSENHUBER, A.; SCHIEßL, P.; KRÄMER, C.; HABER, W. **The Sustainable Intensification of European agriculture: A review sponsored by the RISE Foundation.** 2014. Disponível em: http://www.risefoundation.eu/images/files/2014/2014_%20SI_RISE_FULL_EN.pdf. Acessado fev 2022.

CARAUTA, M.; LATYNSKIY, E.; MOSSINGER, J.; GIL, J. D. B.; LIBERA, A. A. D.; HAMPF, A.; MONTEIRO, L.; SIEBOLD, M.; BERGER, T. Can preferential credit programs speed up the adoption of low-carbon agricultural systems in Mato Grosso, Brazil? Results from bioeconomic microsimulation. **Regional Environmental Change**, v. 18, p. 117-128, 2017. DOI: https://doi.org/10.1007/s10113-017-1104-x.

CARAUTA, M.; TROOST, C.; GUZMAN-BUSTAMANTE, I.; HAMPF, A.; LIBERA, A.; MEURER, K.; BÖNECKE, E.; FRANKO, U.; RODRIGUES, R. A. R.; BERGER, T. Climate-related land use policies in Brazil: How much has been achieved with economic incentives in agriculture? **Land Use Policy**, v. 109, 105618, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105618.

CARDINAEL, R.; CHEVALLIER, T.; CAMBOU, A.; BÉRAL, C.; BARTHÈS, B. G.; DUPRAZ, C.; DURAND, C.; KOUAKOUA, E.; CHENU, C. Increased soil organic carbon stocks under agroforestry: a survey of six different sites in France. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 236, p. 243-255, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.011.

CARVALHO, J. L. N.; RAUCCI, G. S.; CERRI, C. E. P.; BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; WRUCK, F. J.; CERRI, C. C. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 110, p. 175-186, 2010. DOI: 10.1016/j.still.2010.07.011

CARVALHO, J. L. N.; RAUCCI, G. S.; FRAZÃO, L. A.; CERRI, C. E. P.; BERNOUX, M.; CERRI, C. C. Crop-pasture rotation: A strategy to reduce soil greenhouse gas emissions in the Brazilian Cerrado. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 183, p. 167-175, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.11.014.

CERLI, C.; CELI, L.; KALBITZ, K.; GUGGENBERGER, G.; KAISER, K. Separation of light and heavy organic matter fractions in soil - Testing for proper density cut-off and dispersion level. **Geoderma**, v. 170, p. 403-416, 2012. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.10.009.

CHEN, H.; ABDULLA, H. A.; SANDERS, R. L.; MYNENI, S. C.; MOPPER, K.; HATCHER, P. G. Production of black carbon-like and aliphatic molecules from terrestrial dissolved organic matter in the presence of sunlight and iron. **Environment Science and Technology**, v. 1, p. 399-404, 2014. DOI: https://doi.org/10.1021/ez5002598.

COHN, A. S.; MOSNIER, A.; HAVLÍK, P.; VALIN, H.; HERRERO, M.; SCHMID, E.; O'HARE, M.; OBERSTEINER M. Cattle ranching intensification in Brazil can reduce global greenhouse gas emissions by sparing land from deforestation. **The Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, p. 7236-7241, 2014. DOI: https://doi.org/10.1073/pnas.1307163111/-/DCSupplemental.

CONCEIÇÃO, M. C. G.; MATOS, E. S.; BIDONE, E. D.; RODRIGUES, R. A. R.; CORDEIRO, R. C. Changes in soil carbon stocks under Integrated Crop-Livestock-Forest system in the Brazilian Amazon Region. **Agricultural Sciences**, v. 8, p. 904-913, 2017. DOI: https://doi.org/10.4236/as.2017.89066.

COOPER, P. J. M.; CAPPIELLO, S.; VERMEULEN, S. J.; CAMPBELL, B. M.; ZOUGMORÉ, R.; KINYANGI, J. Largescale implementation of adaptation and mitigation actions in agriculture. CCAFS Working Paper no.50. CGIAR Research Program on Climate Change, Agriculture and Food Security (CCAFS). Copenhagen, Denmark. 2013. Disponível em: www.ccafs.cgiar.org.

CORBEELS, M.; MARCHÃO, R. L.; SIQUEIRA NETO, M. FERREIRA, E. G.; MADARI, B. E.; SCOPEL, E.; BRITO, O. R. Evidence of limited carbon sequestration in soils under no-tillage systems in the Cerrado of Brazil. **Scientific Reports**, v. 6, p. 1-8, 2016. DOI: https://doi.org/10.1038/srep21450.

CORDEIRO, L. A. M.; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L.; KLUTHCOUSKI, J.; MARTHA JUNIOR, G. B. Integração lavoura-pecuária e integração lavoura-pecuária-floresta: estratégias para intensificação sustentável do uso do solo. **Cadernos de Ciências e Tecnologia**, v. 32, p. 15-43, 2015.

CORTNER, O.; GARRETT, R. D.; VALENTIM, J. F.; FERREIRA, J.; NILES, M. T.; REIS, J.; GIL, J. Perceptions of integrated crop-livestock systems for sustainable intensification in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy,** v. 82, p. 841-853, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2019.01.006.

DAMIAN, J. M.; MATOS, E. S.; PEDREIRA, B. P. C.; CARVALHO, P. C. F.; SOUZA, A. J.; ANDREOTE, F. D.; PREMAZZI, L. M.; CERRI, C. E. P. Pasture land intensification and diversification in Brazil mediate soil bacterial community structure changes and soil C accumulation. **Applied Soil Ecology**, v. 160, e103858, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103858.

DIDONATO, N.; CHEN, H.; WAGGONER, D.; HATCHER, P. G. Potential origin and formation for molecular components of humic acids in soils. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 178, p. 210-222, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.gca.2016.01.013.

DOU, S.; SHAN, J.; SONG, X.; CAO, R.; WU, M.; LI, C.; GUAN, S. Are humic substances soil microbial residues or unique synthesized compounds? A perspective on their distinctiveness. **Pedosphere**, v. 30, p. 159-167, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/S1002-0160(20)60001-7.

FAO – Food and Agricultural Organization of the United Nations. **The future of food and agriculture**. Trends and Challenges 2017. Disponível em: http://www.fao.org/3/a-i6583e.pdf. Acesso em: 01 mar 22.

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. Conservation agriculture. 2022. Disponível em: https://www.fao.org/conservation-agriculture/en/. Acesso em: 14 mar 22

FRANCHINI, J. C.; BALBINOT JR., A. A.; SICHIERI, F. R.; DEBIASI, H. C. Yield of soybean, pasture and wood in integrated crop-livestock-forest system in Northwestern Paraná state, Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45, p. 1006-1013, 2014. DOI: https://doi.org/10.1590/S1806-66902014000500016.

GUO, X.; LIU, H.; WU, S. Humic substances developed during organic waste composting: Formation mechanisms, structural properties, and agronomic functions. **Science of The Total Environment**, v. 662, p. 501-510, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.137.

HEILE, S. G.; NAIR, V. D.; RAMACHANDRAN NAIR, P. K. Contribution of trees to carbon storage in soils of silvopastoral systems in Florida, USA. **Global Change Biology**, v. 16, p. 427-438, 2010. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01981.x.

HOUGHTON, R. A.; HALL, F.; GOETZ, S. J. Importance of biomass in the global carbon cycle. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 114, p. 1-13, 2009. DOI: https://doi.org/10.1029/2009JG000935.

JOHNSON, M. G.; TINGEY, D. T.; PHILLIPS, D. L.; STORM, M. J. Advancing fine root research with minirhizotrons. **Environmental and Experimental Botany**, v. 45, p. 263-289, 2001. DOI: https://doi.org/10.1016/S0098-8472(01)00077-6.

KHALIL, M. I.; CORDOVIL, C. M. D. S.; FRANCAVIGLIA, R.; HENRY, B.; KLUMPP, K.; KONCZ, P.; LLORENTE, M.; MADARI, B. E.; MUÑOZ-ROJAS, M.; RAINER, N. Integrated farming in tropical agroecosystems of Brazil. In: FAO. **Recarbonizing global soils: a technical manual of recommended management practices:** cropland, grassland, integrated systems and farming approaches. Rome, 2021. v. 4, cap. 34, p. 373-383.

KLUTHCOUSKI, J. C.; AIDAR, H. Implantação, condução e resultados obtidos com o Sistema Santa Fé. In: KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L. F.; AIDAR, H. (ed.). **Integração lavoura-pecuária**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2003. p. 407-442.

KLUTHCOUSKI, J. C.; PACHECO, A. R.; TEIXEIRA, S. M.; OLIVEIRA, E. T. **Renovação de pastagens de Cerrado com Arroz**: I. Sistema Barreirão. Goiânia: EMBRAPA CNPAF, 1991. 20 p. (EMBRAPA-CNPAF. Documentos, 33).

KUNHAMU, T. K.; KUMAR, B. M.; SAMUEL, S. Does tree management affect biomass and soil carbon stocks of *Acacia mangium* Willd. stands in Kerala, India? In: KUMAR, M. B.; NAIR, R. P. K. (ed.) **Carbon sequestration potential of agroforestry systems**: opportunities and challenges. Springer: Netherlands, Dordrecht. 2011. p. 217–228.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, v. 304, p. 1623-1627, 2004. DOI: https://doi.org/10.1126/science.1097396.

LAL, R. Soil health and carbon management. **Food and Energy Security**, v. 5, p. 212-222, 2016. DOI: https://doi.org/10.1002/fes3.96.

LAL, R. Accelerated soil erosion as a source of atmospheric CO_2. **Soil and Tillage Research**, v. 188, p. 35-40, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2018.02.001.

LANGE, M.; EISENHAUER, N.; SIERRA, C.; BESSLER, H.; ENGELS, C.; GRIFFITHS, R. I.; MELLADO-VÁZQUEZ, P. G.; MALIK, A. A.; ROY, J.; SCHEU, S.; STEINBEISS, S.; THOMSON, B. C.; TRUMBORE, S. E.; GLEIXNER, G. Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. **Nature Communications**, v. 6, e6707, 2015. DOI: https://doi.org/10.1038/ncomms7707.

LAPIG - Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento. **Atlas digital das pastagens brasileiras**. 2021. Disponível em: https://pastagem.org/atlas/map. Acessado em: 11 Nov 2021.

LAROCA, J.V.S.; SOUZA, J.M.A.; PIRES, G.C.; PIRES, G.J.C.; PACHECO, L.P.; SIVA, F.D.; WRUCK, F.J.; CARNEIRO, M.A.C.; SILVA, S.S.; SOUZA, E.D. Soil quality and soybean productivity in crop-livestock integrated system in no-tillage. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 53, p. 1248-1258, 2018. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-204X2018001100007.

LEMAIRE, G.; FRANZLUEBBERS, A.; DE FACCIO CARVALHO, P. C.; DEDIEU, B. Integrated crop-livestock systems: **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 190, p. 4-8, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.009.

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; PERIN, A.; BEUTLER, S. J. Carbon, nitrogen and natural abundance of ^{13}C e ^{15}N of light-fraction organic matter under no-tillage and crop-livestock integration systems. **Acta Scientarium**, v. 34, p. 465- 472, 2012a. DOI: https://doi.org/10.4025/actasciagron.v34i4.15061.

LOSS, A.; PEREIRA, M. G. P.; PERIN, A.; COUTINHO, F. S.; ANJOS, L. H. C. Particulate organic matter in soil under different management systems in the Brazilian Cerrado. **Soil Research**, v. 50, p. 685-693, 2012b. DOI: https://doi.org/10.1071/SR12196.

MACEDO, M. C. M. Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 38, p. 133-146, 2009. DOI: https://doi.org/10.1590/S1516-35982009001300015.

MADARI, B. E.; CUADRA, S. V.; OLIVEIRA, P. P. A.; HIGA, R. C. V.; RAMOS, N. P.; ANDRADE, C. A.; KEMENES, A.; GONDIM, R. S. The role of agriculture in mitigating greenhouse gas emissions. In: CUADRA, S. V.; HEINEMANN, A. B.; BARIONI, L. G.; MOZZER, G. B.; BERGIER, I. (ed.). **Climate action**: contributions of Embrapa. Brasília, DF: Embrapa, 2020. p. 57-65. (Sustainable development goals, 13).

MAGALHÃES, C. A. S.; PEDREIRA, B. C.; TONINI, H.; FARIAS NETO, A. L. Crop, livestock and forestry performance assessment under different production systems in the North of Mato Grosso, Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 93, p. 2085-2096, 2019. DOI: https://doi.org/10.1007/s10457-018-0311-x.

MANZATTO, C. V.; ARAUJO, L. S.; ASSAD, E. D.; SAMPAIO, F. G.; SOTTA, E. D.; VICENTE, L. E.; PEREIRA, S. E. M.; LOEBMANN, D. G. S. W.; VICENTE, A. K. **Mitigação das emissões de gases de efeitos estufa pela adoção das tecnologias do Plano ABC**: estimativas parciais. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2020. 35 p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 122).

MARTHA JR, G. B.; ALVES, E. R. A.; CONTINI, E. Dimensão econômica de sistemas de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, p. 1117-1126, 2011. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-204 2011001000002.

MARTHA JR, G. B.; ALVES, E.; CONTINI, E. Land-saving approaches and beef production growth in Brazil. **Agricultural Systems**, v. 110, p. 173-177, 2012. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.03.001.

MCSHERRY, M. E.; RITCHIE, M. E. Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. **Global Change Biology**, v. 19, p. 1347-1357, 2013. DOI: https://doi.org/10.1111/gcb.12144.

MENDES, M. M. S.; LACERDA, C. F.; CAVALCANTE, A. C. R.; FERNANDES, F. E. P.; OLIVEIRA, T. S. Desenvolvimento do milho sob influência de árvores de pau-branco em sistema agrossilvipastoril. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, p. 1342-1350, 2013. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-204X2013001000005.

MILORI, D. M. B. P.; GALETI, H. V. A.; MARTIN-NETO, L.; DIECKOW, J.; GONZÁLEZ-PÉREZ, M.; BAYER, C.; SALTON, J. C. Organic matter study of whole soil samples using laser-induced fluorescense spectroscopy. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, p. 57-63, 2006. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0270.

MINASNY, B.; MALONE, B. P.; MCBRATNEY, A. B.; ANGERS, D. A.; ARROUAYS, D.; CHAMBERS, A.; CHAPLOT, V.; CHEN, Z. S.; CHENG, K.; DAS, B. S.; FIELD, D. J.; GIMONA, A.; HEDLEY, C. B.; HONG, S. Y.; MANDAL, B.; MARCHANT, B. P.; MARTIN, M.; MCCONKEY, B. G.; MULDER, V. L.; O'ROURKE, S.; RICHER-DE-FORGES, A. C.; ODEH, I.; PADARIAN, J.; PAUSTIAN, K.; PAN, G. X.; POGGIO, L.; SAVIN, I.; STOLBOVOY, V.; STOCKMANN, U.; SULAEMAN, Y.; TSUI, C. C.; VAGEN, T. G.; VAN WESEMAEL, B.; WINOWIECKI, L. Soil carbon 4 per mille. **Geoderma**, v. 292, p. 59-86, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002.

MONTANARELLA, L. Agricultural policy: govern our soils. **Nature**, v. 528, p. 32-33, 2015. DOI: https://doi.org/10.1038/528032a.

MORAES, A.; CARVALHO, P. C. F.; ANGUINONI, I., LUSTOSA, S. B. C., COSTA, S. E. V. G. A.; KUNRATH, T. R. Integrated croplivestock systems in the Brazilian subtropics. **European Journal of Agronomy**, v. 57, p. 4-9, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.10.004.

MÜLLER, M. D.; FERNANDES, E. N.; CASTRO, C. R. T.; PACIULLO, D. S. C.; ALVES, F. F. Estimativa de acúmulo de biomassa e carbono em sistema agrossilvipastoril na Zona da Mata Mineira. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 60, p. 11-17, 2009. DOI: https://doi.org/10.4336/2009.pfb.60.11.

NAIR, P. K. R.; NAIR, V. D.; KUMAR, B. M.; SHOWALTER, J. M. Carbon sequestration in agroforestry systems. **Advances in Agronomy**, v. 108, p. 237-307, 2010. DOI: https://doi.org/10.1016/S0065- 2113(10)08005-3.

NEAL, A. L.; BACQ-LABREUIL, A.; ZHANG, X.; CLARK, I. M.; COLEMAN, K.; MOONEY, S. J.; RITZ, K.; CRAWFORD, J. W. Soil as an extended composite phenotype of the microbial metagenome. **Scientific Reports**, v. 10, e10649, 2020. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-020-67631-0.

OLIVEIRA, P.; KLUTHCOUSKI, J.; FAVARIN, J. L.; SANTOS, D. C. **Sistema Santa Brígida** - Tecnologia Embrapa: consorciação de milho com leguminosas. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2010. 16 p. (Embrapa Arroz e Feijão. Circular técnica, 88).

OLIVEIRA, J. M.; MADARI, B. E.; CARVALHO, M. T. M.; ASSIS, P. C. R.; SILVEIRA, A. L. R.; LIMA, M. L.; WRUCK, F. J.; MEDEIROS, J. C.; MACHADO, P. L. O. A. Integrated farming systems for improving soil carbon balance in the southern Amazon of Brazil. **Regional Environmental Change,** v. 18, p. 105-116, 2018. DOI: https://doi.org/10.1007/s10113-017- 1146-0.

OLIVEIRA, J. M.; GOLLANY, H. T.; POLUMSKY, R. W.; MADARI, B. E.; LEITE, L. F. C.; MACHADO, P. L. O. A.; CARVALHO, M. T. M. Predicting soil organic carbon dynamics of integrated crop-livestock system in Brazil using the CQESTR model. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, e826786, 2022. DOI: https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.826786.

PACIULLO, D. S. C.; GOMIDE, C. A. M.; CASTRO, C. R. T.; FERNANDES, P. B.; MÜLLER, M. D.; PIRES, M. F. A.; FERNANDES, E. N.; XAVIER, D. F. Características produtivas e nutricionais do pasto em sistema agrossilvipastoril, conforme a distância das árvores. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, p. 1176-1183, 2011. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-204X2011001000009.

PAUL, E. A. The nature and dynamics of soil organic matter: plant inputs, microbial transformations, and organic matter stabilization. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 98, p. 109-126, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.04.001.

PEZZOPANE, J. R. M.; BERNARDI, A. C. C.; BOSI, C.; OLIVEIRA, P. P. A.; MARCONATO, M. H.; PEDROSO, A. F.; ESTEVES, S. N. Forage productivity and nutritive value during pasture renovation in integrated systems. **Agroforestry Systems**, v. 93, p. 39-49, 2019. DOI: https://doi.org/10.1007/s10457-017-0149-7.

PEZZOPANE, J. R. M.; BERNARDI, A. C. C.; AZENHA, M. V.; OLIVEIRA, P. P. A.; BOSI, C.; PEDROSO, A. F.; ESTEVES, S. N. Production and nutritive value of pastures in integrated livestock production systems: shading and management effects. **Scientia Agricola**, v. 77, e20180150. 2020a. DOI: https://doi.org/10.1590/1678-992x-2018-0150.

PEZZOPANE, J. R. M.; BONANI, W. L.; BOSI, C.; ROCHA, E. L. F.; BERNARDI, A. C. C.; OLIVEIRA, P. P. A.; PEDROSO, A. F. Reducing competition in crop-livestock-forest integrated system by thinning eucalyptus trees. **Experimental Agriculture**, v. 56, p. 1-13, 2020b. DOI: https://doi.org/10.1017/S0014479720000162.

PEZZOPANE, J. R. M.; BOSI, C.; BERNARDI, A. C. C.; MULLER, M. D.; OLIVEIRA, P. P. A. Managing eucalyptus trees in agroforestry systems: Productivity parameters and PAR transmittance. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 312, e107350, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107350.

POLIDORO, J. C.; FREITAS, P. L.; HERNANI, L. C.; ANJOS, L. H. C. D.; RODRIGUES, R. D. A. R.; CESÁRIO, F. V.; ANDRADE, A. G. D.; RIBEIRO, J. L. Potential impact of plans and policies based on the principles of conservation agriculture on the control of soil erosion in Brazil. **Land Degradation**, v. 32, p. 3457-3468, 2021. DOI: https://doi.org/10.1002/ldr.3876.

RAMANKUTTY, N.; MEHRABI, Z.; WAHA, K.; JARVIS, L.; KREMEN, C.; HERRERO, M.; RIESEBERG, L. H. Trends in global agricultural land use: implications for environmental health and food security. **Annual Review of Plant Biology**, v. 69, p. 789-815, 2018. DOI: https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-042817-040256.

REIS, J. C.; KAMOI, M. Y. T.; LATORRACA, D.; CHEN, R. F. F.; MICHETTI, M.; WRUCK, F. J.; GARRETT, R. D.; VALENTIM, J. F.; RODRIGUES, R. A. R.; RODRIGUES-FILHO, S. Assessing the economic viability of integrated crop livestock systems in Mato Grosso, Brazil. **Renewable Agriculture and Food Systems**, v. 35, p. 631-642. 2019. DOI: https://doi.org/10.1017/s1742170519000280.

ROCKSTRÖM, J.; WILLIAMS, J.; DAILY, G.; NOBLE, A.; MATTHEWS, N.; GORDON, L.; WETTERSTRAND, H.; DECLERCK, F.; SHAH, M.; STEDUTO, P.; FRAITURE, C.; HATIBU, N.; UNVER, O.; BIRD, J.; SIBANDA, L.; SMITH, J. Sustainable intensification of agriculture for human prosperity and global sustainability. **Ambio,** v. 46, p. 4-17, 2016. DOI: https://doi.org/10.1007/s13280-016-0793-6.

RUMPEL, C.; AMIRASLANI, F.; CHENU, C.; CARDENAS, M. G.; KAONGA, M.; KOUTIKA, L. S.; LADHA, J.; MADARI, B. E.; SHIRATO, Y.; SMITH, P.; SOUDI, B.; SOUSSANA, J. F.; WHITEHEAD, D.; WOLLENBERG, E. The 4p1000 Initiative: opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy. **Ambio**, v. 49, p. 350-360, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/s13280-019-01165-2.

SÁ, J. C. M.; LAL, R.; CERRI, C. C.; LORENZ, K.; HUNGRIA, M.; FACCIO CARVALHO, P. C. Low-carbon agriculture in South America to mitigate global climate change and advance food security. **Environment International**, v. 98, p. 102-112, 2017. https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.10.020.

SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; FABRÍCIO, A. C.; MACEDO, M. C. M.; BROCH, D. L. Teor e dinâmica do carbono no solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, p. 1349-1356, 2011. DOI: 10.1590/S0100-204X2011001000031.

SALTON, J. C.; KICHEL, A. N.; ARANTES, M.; KRUKER, J. M.; ZIMMER, A. H.; MERCANTE, F. M.; ALMEIDA, R. G. Sistema São Mateus - Sistema de integração lavoura-pecuária para a região do Bolsão Sul-Mato-Grossense. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2013. 6 p. (Embrapa Agropecuária Oeste. Comunicado técnico, 186).

SALTON, J. C.; MERCANTE, F. M.; TOMAZI, M.; ZANATTA, J. A.; CONCENCO, G.; SILVA, W. M.; RETORE, M. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 190, p. 70-79, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.023.

SANTOIEMMA, G. Recent methodologies for studying the soil organic matter. **Applied Soil Ecology**, v. 123, p. 546-550, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.09.011.

SARTO, M. V. M.; BORGES, W. L. B.; SARTO, J. R. W.; RICE, C. W.; ROSOLEM, C. A. Deep soil carbon stock, origin, and root interaction in a tropical integrated crop-livestock system **Agroforestry Systems,** v. 94, p. 1865-1877, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/s10457-020-00505-6.

SCHMIDT, W. I.; TORN, M. S.; ABIVEN, S.; DITTMAR, T.; GUGGENBERGER, G.; JANSSENS, I. A.; KLEBER, M.; KÖGEL-KNABNER, I.; LEHMAN, J.; MANNING, D. A. C.; NANNIPIERI, P.; RASSE, D. P.; WEINER, S.; TRUMBORE, S. E. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature**, v. 478, p. 49-56, 2011. DOI: https://doi.org/10.1038/nature10386.

SEGNINI, A.; XAVIER, A. A. P.; OTAVIANI-JUNIOR, P. L.; OLIVEIRA, P. P. A.; PEDROSO, A. F.; PRAES, M. F. F. M.; RODRIGUES, P. H. M.; MILORI, D. M. B. P. Soil carbon stock and humification in pastures under different levels of intensification in Brazil. **Scientia Agrícola**, v. 76, p. 33-40, 2019. DOI: https://doi.org/10.1590/1678-992X-2017-0131.

SENESI, G. S.; MARTIN-NETO, L.; VILLAS-BOAS, P. R.; NICOLODELLI, G.; MILORI, D. M. B. P. Laser-based spectroscopic methods to evaluate the humification degree of soil organic matter in whole soils: a review. **Journal of Soils and Sediments**, v. 18, p. 1292-1302, 2016. DOI: https://doi.org/10.1007/s11368-016-1539-6.

SERRAJ, R.; KRISHNAN, L.; PINGALI, P. Agriculture and food systems to 2050: a synthesis. In: SERRAJ, R.; PINGALI, P. (ed) **Agriculture and Food Systems in 2050**: Global Trends, Challenges and Opportunities. London: World Scientific Publishing, 2018. p. 3-46.

SILVA, L. S.; LAROCA, J. V. S.; COELHO, A. P.; GONÇALVES, E. C.; GOMES, R. P.; PACHECO, L. P.; CARVALHO, P. C. F.; PIRES, G. C.; OLIVEIRA, R. L.; SOUZA, J. M. A.; FREITAS, C. M.; CABRAL, C. E. A.; WRUCK, F. J.; SOUZA, E. D. Does grass-legume intercropping change soil quality and grain yield in integrated crop-livestock systems? **Applied Soil Ecology**, v. 170, e104257, 2022. DOI:10.1016/j.apsoil.2021.104257.

SKORUPA, L. A.; MANZATTO, C. V. Avaliação da adoção de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) no Brasil. In: SKORUPA, L. A.; MANZATTO, C. V. (ed.). **Sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta no Brasil**: estratégias regionais de transferência de tecnologia, avaliação da adoção e de impactos. Brasília: DF, Embrapa, 2019. p. 340-379.

SOARES, M. B.; FREDD, O. S.; MATOS, E. S.; TAVANTI, F. R.; WRUCKE, F.; LIMA, J. P.; MARCHIORO, V.; FRANCHINI, J. C. Integrated production systems: An alternative to soil chemical quality restoration in the Cerrado-Amazon ecotone. **Catena**, v. 185, e104279, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104279.

SOUZA, L. S.; BERTOL, I.; DE MARIA, I. C.; MELO FILHO, J. F.; LEPSCH, I. F.; RAMALHO FILHO, A. Terminologia básica utilizada em manejo e conservação do solo e da água. In: BERTOL, I.; DE MARIA, I. C.; SOUZA, L. S. (ed.) **Manejo e Conservação do Solo e da Água**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 2018. p. 1-17.

TADINI, A. M.; NICOLODELLI, G.; SENESI, G. S.; ISHIDA, D. A.; MONTES, C. R.; LUCAS, Y.; MOUNIER, S.; GUIMARAES, F. G. E.; MILORI, D. M. B. P. Soil organic matter in podzol horizons of the Amazon region: Humification, recalcitrance, and dating. **Science of the Total Environment**, v. 613/614, p. 160-167, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.068.

TADINI, A. M.; XAVIER, A. A. P.; MILORI, D. M. B. P.; OLIVEIRA, P. P. A.; PEZZOPANE, J. R. M.; BERNARDI, A. C. C.; MARTIN-NETO, L. Evaluation of soil organic matter from integrated production systems using laser-induced fluorescence spectroscopy. **Soil Tillage e Research,** v. 211, e105001, 2021a. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105001.

TADINI, A. M.; MARTIN-NETO, L.; GORANOV, A. I.; MILORI, D. M. B. P.; BERNARDI, A. C. C.; OLIVEIRA, P. P. A.; PEZZOPANE, J. R. M.; COLNAGO, L. A.; HATCHER, P. G. Chemical characteristics of soil organic matter from integrated agricultural systems in southeastern Brazil. **European Journal of Soil Science**, v. 73, p. 1-18. 2021b. DOI: https://doi.org/10.1111/ejss.13136.

TADINI, A. M.; BERNARDI, A. C. C.; MILORI, D. M. B. P.; OLIVEIRA, P. P. A.; PEZZOPANE, J. R. M., MARTIN-NETO, L. Spectroscopic characteristics of humic acids extracted from soils under different integrated agricultural production systems in tropical regions. **Geoderma Regional**, v. 28, e00476, 2022a. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2021.e00476.

TADINI, A. M.; GORANOV, A. I.; MARTIN-NETO, L.; BERNARDI, A. C. C.; OLIVEIRA, P. P. A.; PEZZOPANE, J. R. M.; HATCHER, P. G. Structural characterization using 2D NMR spectroscopy and TMAH-GC GC-MS: Application to humic acids from soils of an integrated agricultural system and an Atlantic native forest. **Science of the Total Environment**, v. 815, e152605. 2022b. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152605.

TSUKAMOTO FILHO, A. A.; COUTO, L.; NEVES, J. C. L.; PASSOS, C. A. M.; SILVA, M. L. Fixação de carbono em um sistema agrissilvipastoril com eucalipto na região do cerrado de Minas Gerais. **Agrossilvicultura**, v. 1, p. 29-41, 2004.

TUPY, O.; PEZZOPANE, J. R. M.; ESTEVES, S. N.; BERNARDI, A. C. C. Análise da viabilidade econômica e financeira da Integração Pecuária-Floresta: uma simulação. **Informações Econômicas**, v. 49, eie192018, 2019.

VALANI, G. P.; MARTINI, A. F.; PEZZOPANE, J. R. M.; BERNARDI, A. C. C.; COOPER, M. Soil physical quality in the topsoil of integrated and non-integrated grazing systems in a Brazilian Ferralsol. **Soil and Tillage Research**, v. 220, e105357, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105357.

VERMEULEN, S.; BOSSIO, D.; LEHMANN, J.; LUU, P.; PAUSTIAN, K.; WEBB, C.; AUGÉ, F.; BACUDO, I.; BAEDEKER, T.; HAVEMANN, T.; JONES, C. A global agenda for collective action on soil carbon. **Nature Sustainability**, v. 2, p. 2-4, 2019. DOI: https://doi.org/10.1038/s41893-018-0212-z.

VIGAN A.; LASSEUR. J.; BENOÎT, M.; MOUILLOT, F.; EUGÈNE, M.; MANSARD, L.; VIGNE, M.; LECOMTE, P.; DUTILLY, C. Evaluating livestock mobility as a strategy for climate change mitigation: Combining models to address the specificities of pastoral systems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 242, p. 89-101, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.03.020.

VILELA, L.; MARCHAO, R. L.; PULROLNIK, K.; GUIMARAES JUNIOR, R. Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária: histórico e evolução no Cerrado. In: SKORUPA, L. A.; MANZATTO, C. V. (ed.). **Sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta no Brasil**: estratégias regionais de transferência de tecnologia, avaliação da adoção e de impactos. Brasília, DF: Embrapa, 2019. p. 28-44.

VINHOLIS, M. M. B.; SOUZA FILHO, H. M.; SHIMATA, I.; OLIVEIRA, P. P. A.; PEDROSO, A. F. Economic viability of a crop-livestock integration system. **Ciência Rural**, v. 51, n.2, e20190538, 2021. DOI: https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20190538.

WIESMEIER, M.; URBANSKI, L.; HOBLEY, E.; LANG, B.; LUTZOW, M. V.; MARTIN-SPIOTTA, E.; WESEMAEL, B. V.; RABOT, E.; LIEß, M.; GARCIA-FRANCO, N.; WOLLSCHLÄGER, U.; VOGEL, H. J.; KÖGEL-KNABNER, I. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. **Geoderma**, v. 333, p. 149-162, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026.

WILKINS, R. J. Eco-efficient approaches to land management: a case for increased integration of crop and animal production systems. **Philosophical Transcripts of the Royal Society of Britain,** v. 363, p. 517-525, 2008. DOI: https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2167.

XAVIER, D. F.; SILVA LÉDO, F. J.; PACIULLO, D. S.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M. Nitrogen cycling in a Brachiaria-based silvopastoral system in the Atlantic Forest region of Minas Gerais, Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 99, p. 45-62, 2014. DOI: https://doi.org/10.1007/s10705-014-9617-x.

ZINN, Y. L.; LAL, R.; BIGHAM, J. M.; RESCK, D. V. S. Edaphic controls on soil organic carbon retention in the Brazilian Cerrado: texture and mineralogy. **Soil Science Society of America Journal**, v. 71, p. 1204-1214, 2007. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0014.

Capítulo 21

Matéria orgânica do solo em áreas de pastagens no Brasil

Maurício Roberto Cherubin
Stoécio Malta Ferreira Maia
Júnior Melo Damian
Carlos Eduardo Pellegrino Cerri

Introdução

As pastagens recobrem cerca de 170 milhões de hectares do território brasileiro, o que equivale a 2/3 da área agrícola do país. Dada a extensa área de pastagem, o Brasil destaca-se na produção de bovinos a pasto, possuindo o maior rebanho com exploração comercial do mundo, com cerca de 215 milhões de cabeças (IBGE, 2019). Estes números tornam o Brasil o segundo maior produtor de carne bovina do mundo, atrás dos Estados Unidos, e o maior exportador de carne bovina. De acordo com projeções da OECD-FAO (2020), a produção mundial de carne bovina aumentará em 6 milhões de toneladas equivalente à carcaça entre 2020 e 2029, e 81% deste aumento virá de países em desenvolvimento, como o Brasil. Ainda, estima-se que a participação das três maiores regiões exportadoras somadas (Brasil, União Europeia e Estados Unidos) representará quase 60% das exportações mundiais de carne até 2029 (OECD-FAO, 2020).

Para que o aumento da produção de carne, ao longo da próxima década, ocorra de modo sustentável, o Brasil necessita intensificar investimentos na recuperação e intensificação das áreas de pastagem existentes, de modo que esse aumento de produção não esteja associado à necessidade de expansão de áreas de pastagem. De acordo com Strassburg et al. (2014), grande parte das pastagens no Brasil estavam em algum estádio de degradação, levando a um cenário de baixa de produtividade. Historicamente, a produção de bovinos no Brasil é feita de forma extensiva, onde grande parte da área foi desmatada e convertida para pastagem. Essas pastagens se beneficiam da fertilidade natural do solo oriunda da intensa ciclagem de nutrientes da floresta. No entanto, com o passar do tempo, ocorre o empobrecimento do solo, uma vez que normalmente estas

áreas não recebem calagem e adubação periódicas. Em alguns casos, quando atingem produtividade muito reduzida, as áreas de pastagem degradadas são abandonadas e os produtores migram para novas áreas, expandindo fronteiras agrícolas frente às florestas.

A degradação das pastagens, normalmente, é acompanhada da diminuição dos estoques de C no solo (Maia et al., 2009; Medeiros et al., 2021 Oliveira et al. 2022). Porém, em meta-análise incluindo 126 estudos em áreas de pastagem ao redor do mundo, Conant et al. (2017) observaram que a recuperação de pastagens utilizando práticas de manejo, como: pastejo rotacionado, adubação, introdução de leguminosas e gramíneas melhoradas, e irrigação, resultou em incrementos nos estoques de C do solo, variando de 0,1 a 1,0 Mg ha^{-1} ano^{-1}. Estes resultados também foram observados, especificamente, para as condições brasileiras, onde pastagens bem manejadas ou submetidas a um processo de recuperação apresentaram estoques de C no solo similares ou até mesmo superiores aos encontrados no solo sob vegetação nativa antes da conversão (Medeiros et al., 2021; Oliveira et al., 2022).

Diante do potencial que as áreas de pastagem têm para sequestrar C no solo, o governo brasileiro criou, em 2012, o programa de recuperação das áreas de pastagem, como umas das ações para mitigar as emissões de gases de efeito estufa, e os consequentes efeitos das mudanças climáticas globais. Para tanto, foi criado o Plano ABC (Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura), que estabeleceu como meta a recuperação de 15 milhões de hectares de pastagens degradadas até 2020 (Brasil, 2012). Em 2015, por meio da Contribuição Nacionalmente Determinada (NDC), apresentada no âmbito do Acordo de Paris, as metas do Plano ABC foram ampliadas, e um adicional de 15 milhões de hectares deverá ser recuperado até 2030. Em 2020 o Brasil atualizou sua NDC, e para atingir as metas propostas foi lançado o Plano ABC+ (Plano Setorial para Adaptação à Mudança do Clima e Baixa Emissão de Carbono na Agropecuária com vistas ao Desenvolvimento Sustentável: 2020-2030. (Brasil, 2021). Todavia, apesar da recuperação de pastagem se apresentar como um cenário promissor para sequestrar C no solo, é importante salientar que a extensão das alterações nos estoques de C do solo é afetada diretamente pelas condições edafoclimáticas da região e pelo nível e tempo de manejo adotado na propriedade. Portanto, eventuais extrapolações e generalizações de resultados obtidos em uma região para as demais regiões do país devem ser feitas com bastante cautela.

Diante disso, o capítulo foi dividido em três seções: na primeira é apresentada a evolução espaço-temporal das áreas de pastagem e do rebanho bovino no território brasileiro, e os principais sistemas de pastagens adotados no país; na segunda, é discutida a dinâmica de matéria orgânica em áreas de pastagem, utilizando dados que demonstram a influência do bioma, tipo de solo e condições de manejo nos estoques de C do solo; e na terceira seção, foi feito um exercício de extrapolação para ilustrar os impactos de diferentes cenários de manejo da pastagem nos estoques de C ao longo do tempo.

Pastagem no Brasil

Evolução da área de pastagem no Brasil

Globalmente, o Brasil ocupa a sétima posição entre os países com a maior área de pastagem, estando atrás da China, EUA, Canadá, Rússia, Austrália e Cazaquistão (FAO, 2020). De acordo com estimativas recentes, as áreas de pastagens corresponderam a 66% da área total ocupada pelo setor agropecuário brasileiro, totalizando, aproximadamente, 167 milhões de hectares (MapBiomas, 2020).

Nas últimas três décadas (período entre 1985 e 2019) (Figura 1ab), as áreas de pastagens no Brasil aumentaram cerca de 1,27 milhão de hectares por ano, enquanto a área destinada à agricultura aumentou aproximadamente 1,15 milhão de hectares por ano (MapBiomas, 2020). Para o mesmo período, o rebanho bovino brasileiro também apresentou um aumento médio de 1,77 milhão de unidade animal por ano (LAPIG, 2020). Segundo Martha-Júnior et al. (2012), no Brasil, o crescimento da área de pastagens respondeu tanto ao baixo custo de oportunidade da pecuária "extensiva", compatível com o período inicial da expansão da fronteira agrícola, quanto aos investimentos governamentais em programas de fomento e desenvolvimento em infraestrutura necessária, principalmente no Cerrado e em partes da Amazônia. De acordo com esses autores, a partir de 1980, fatores como genética, saúde e nutrição animal e valor nutritivo, e manejo da forragem, foram consideravelmente melhorados e adotados de forma mais ampla no país. Tais avanços na pecuária levaram ao aumento da taxa de lotação animal nas áreas de pastagem (Figura 1cd), resultando em grande crescimento da produção de carne no período e, por consequência, nas décadas seguintes.

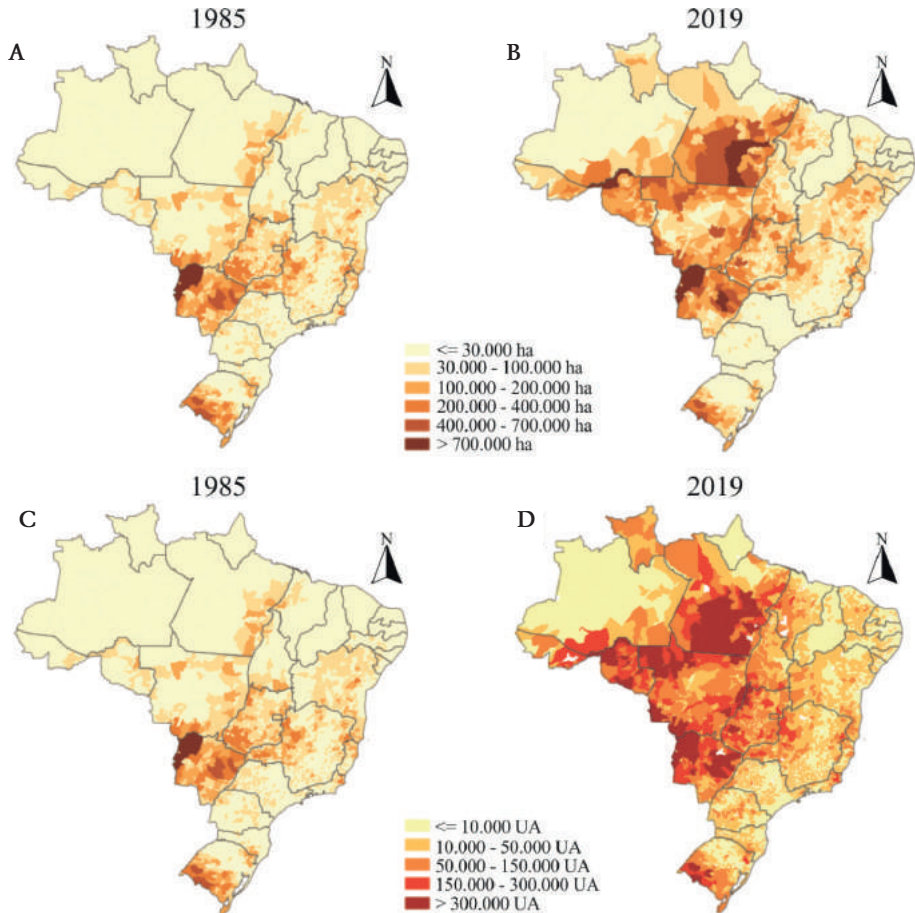



Figura 1. Evolução da área de pastagem (A e B) e do rebanho bovino (C e D) no Brasil nos anos de 1985 e 2019.

Fonte: Adaptado de MapBiomas (2020) e IBGE (2019).

A região Centro-Oeste do Brasil é responsável por cerca de 30% do total da área de pastagem e de 35% do rebanho bovino nacional (Figura 2ab). Nessa região, destaca-se o estado do Mato Grosso, com 21 milhões de hectares com pastagens e 24 milhões de unidade animal, caracterizado como o principal polo de produção de carne bovina do país. A região Norte apresenta a segunda maior área, 23% de pastagem, e contabiliza 23% do rebanho total. Essa região apresentou um grande crescimento da área de pastagem nas últimas décadas, particularmente nos estados do Pará e Rondônia (Figura 2b). Esses estados, juntamente com Mato Grosso, representam os principais centros de expansão de área de pastagem do Brasil. Na região Nordeste localiza-se 22% da área de

pastagem e 13% do rebanho bovino do país. Dentre os estados desta região, o maior crescimento foi observado na Bahia e no Maranhão, embora o ritmo de crescimento seja menor do que aquele observado nos estados de Mato Grosso, Pará e Rondônia. Por fim, as regiões Sudeste e Sul, juntas, representam 25% da área de pastagem e 29% do rebanho nacional. Nessas regiões, estados como Minas Gerais e Rio Grande do Sul, historicamente, têm grandes áreas dedicadas à pastagem para bovinocultura de leite e de corte, respectivamente. Todavia, a área de pastagem nas regiões Sul e Sudeste não teve aumento considerável nas últimas décadas (Figura 2); e em alguns locais, inclusive, houve redução de área de pastagem em função da expansão de outras culturas, como por exemplo, a cana-de-açúcar no estado de São Paulo (Cherubin et al., 2021).

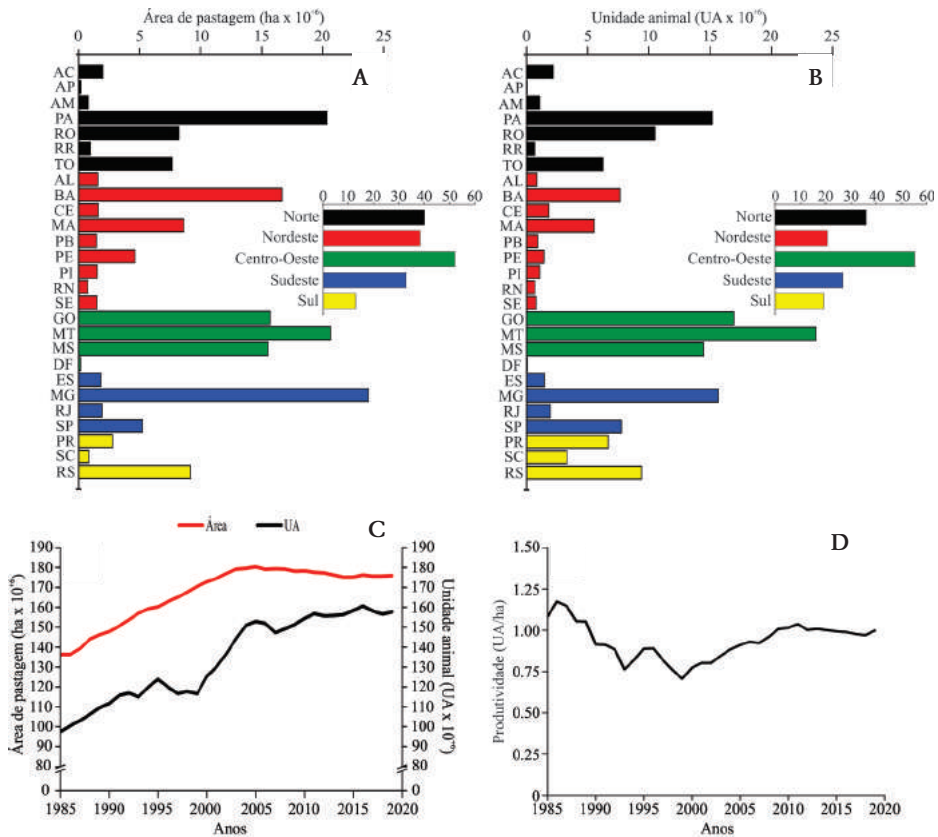



Figura 2. Área de pastagem (A) e unidade animal (UA) (B) para o ano de 2019. Relação entre a área de pastagem total *vs* unidade animal total no Brasil (C) durante 1985 e 2019. Produtividade expressa em UA ha^{-1} (D) durante 1985 e 2019. *Unidade animal (UA) equivale a um animal de 450 kg vivo.

Fontes: Adaptado de LAPIG (2020), MapBiomas (2020) e IBGE (2019).

Em termos de produtividade das pastagens brasileiras, apesar das melhorias substanciais que têm ocorrido nas últimas décadas, ainda há um longo caminho a ser percorrido. Isso pode ser observado na Figura 2c, em que, embora haja aumento contínuo do número de unidade animal no país, a área de pastagem também tem crescido (mesmo que em ritmo mais lento nas últimas duas décadas). Como resultado disso, praticamente não se observa incremento na produtividade das pastagens brasileiras nos últimos 35 anos (1985-2019), estagnando a produtividade média em 0,93 unidade animal por hectare (Figura 2d).

A baixa produtividade média das pastagens brasileiras é resultado de múltiplos fatores e causas, conforme sumarizado por Strassburg et al. (2014), incluindo: (i) baixo nível tecnológico adotado na grande maioria das áreas, caracterizado por manejo inadequado da pastagem (i.e., sobrepastoreio e falta de fertilização de manutenção) e também dos animais (saúde, nutrição e reprodução), apesar dos avanços obtidos nos últimos anos; (ii) especulação fundiária, em que a pecuária extensiva é frequentemente utilizada como o primeiro uso agrícola para garantir a propriedade da terra para vender com o avanço da fronteira da área de cultivo; (iii) posse insegura em áreas de expansão, que desestimula investimentos em aumento de produtividade e incentiva um modelo extrativista que leva à degradação; (iv) falta de crédito de longo prazo para os custos iniciais de aumento de produtividade, e falta de conformidade das propriedades com a legislação ambiental que impede o acesso ao crédito; e (v) falta de serviços adequados de extensão e treinamento voltados para o aumento da produtividade da pecuária.

Entretanto, vale destacar, que apesar dos dados médios apontarem para uma baixa produtividade da pecuária de corte brasileira, estados como São Paulo, Rio Grande do Sul, Rondônia, Paraná, Acre, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul apresentam produção de carcaça que variam entre 65 e 125 kg ha^{-1} ano^{-1}, as quais são consideradas elevadas, e se equiparam às produtividades de países como Estados Unidos e Austrália.

Em um amplo estudo que revelou os padrões de expansão agrícola no Brasil, Dias et al. (2016) mencionaram que o lento processo de transferência de tecnologia parece ser o principal fator que mantém a taxa de lotação animal próxima a uma cabeça por hectare em várias partes do país, o que demonstra o grande potencial para a intensificação das pastagens brasileiras. De acordo com Strassburg et al. (2014), as pastagens brasileiras suportam apenas 32% - 34% da sua capacidade potencial de carga animal estimada. Ademais, o aumento da eficiência produtiva das pastagens é tido como um fator importante para a maior disponibilidade de área para expansão dos cultivos de grãos, cana-

de-açúcar, além de áreas para reflorestamento nas próximas décadas. Em um estudo recente, Arantes et al. (2018) demonstraram que o potencial de intensificação das pastagens brasileiras é de, aproximadamente, 3 unidades animal (UA) por hectare; os maiores potenciais de intensificação foram observados para os estados de Rio Grande do Sul (4,2 UA ha^{-1}), Rio de Janeiro (3,3 UA ha^{-1}) e Minas Gerais (2,9 UA ha^{-1}), enquanto os menores potenciais de intensificação foram nos estados de Roraima (0,8 UA ha^{-1}), Amapá (1,3 UA ha^{-1}) e Ceará (1,7 UA ha^{-1}).

Sistema de manejo da pastagem

Em torno de 85% dos estabelecimentos rurais destinados à produção de gado no Brasil utilizam o sistema de manejo extensivo de pastagens (Dias-Filho, 2014). Esse sistema de manejo é caracterizado principalmente pela ausência de técnicas como o controle do pastejo (i.e., ajuste da taxa de lotação), controle fitossanitário e fertilização, o que comumente contribui para o aumento da degradação das áreas de pastagens, baixa produtividade e baixos retornos econômicos para os pecuaristas. Carvalho et al. (2020) destacaram que apenas 3% dos rebanhos são terminados em sistemas intensivos e altamente produtivos, sendo o restante oriundos de pastagens sob o sistema extensivo, onde menos de 40% das áreas de pastagem suportam taxas de lotação superiores a 0,5 UA ha^{-1}.

A intensificação de pastagens manejadas de forma extensiva representa a melhor forma de incrementar a sustentabilidade do sistema produtivo e a rentabilidade do produtor. Partindo do sistema de manejo extensivo, Mazzetto et al. (2015) propuseram quatro etapas de intensificação de pastagens: 1) manejo semi-extensivo, que caracteriza-se pela fertilização com nitrogênio (N) da pastagem e seleção animal; 2) manejo semi-intensivo, com a correção do solo mediante a aplicação de calcário e cruzamento genético dos animais; 3) manejo intensivo, onde realiza-se o pastejo rotacionado e a prática de inseminação artificial dos animais; e 4) manejo melhorado, que representa a última etapa, caracteriza-se pelo uso da irrigação da pastagem e a utilização de marcadores moleculares para seleção de genes específicos ou grupos de genes nos animais. Aliado a essas etapas, a Embrapa lançou em 2005 um pacote de boas práticas agrícolas para a pecuária, focadas em: (i) animais - bem-estar animal, identificação, controle sanitário, manejo reprodutivo, manejo pré-abate e alimentação suplementar; (ii) meio ambiente - manejo ambiental, que inclui o cumprimento da legislação ambiental; (iii) gestão de pastagens, que inclui a recuperação ou renovação de pastagens; e (iv) administração - gestão da propriedade rural, funções sociais da propriedade, gestão de recursos humanos e manutenção de instalações agrícolas (Valle, 2006; Latawiec et al., 2017).

Além das alternativas supracitadas para melhoramento de áreas com pastagem sob o sistema de manejo extensivo, nas últimas décadas o conceito de sistemas integrados de produção vem ganhando destaque como uma alternativa promissora de intensificação sustentável. Moraes et al. (2014) relataram que os sistemas integrados de produção envolvem interações temporais e espaciais em diferentes escalas com a exploração animal e agrícola dentro da mesma área, simultânea ou desarticulada e em rotação ou sucessão, sendo que o objetivo é alcançar sinergismo e propriedades emergentes como resultado das interações solo-planta-animal-atmosfera. Entre os sistemas integrados de produção que podem ser empregados em áreas de pastagens manejadas de forma extensiva, destacam-se os sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP) ou agropastoril, integração pecuária-floresta (IPF) ou silvipastoril, e integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) ou agrossilvipastoril. Mediante o potencial desses sistemas de manejo para substituir os sistemas de manejo convencionais, somado ao incentivo e financiamento governamental para a adoção destes (i.e., Plano ABC+), espera-se que nas próximas décadas ocorra um crescimento e difusão dos sistemas integrados de produção entre os pequenos, médios e grandes pecuaristas no Brasil.

Dinâmica da matéria orgânica do solo em áreas de pastagem no Brasil

A dinâmica da matéria orgânica do solo em áreas de pastagem é afetada diretamente pelas entradas de material orgânico e saídas de C do sistema, bem como pelos processos de decomposição, mineralização, estabilização e respiração microbiana da matéria orgânica (Figura 3). A principal entrada de C no solo, em áreas de pastagem, está associada à remoção de C atmosférico e assimilação na biomassa das forrageiras pelo processo de fotossíntese, e posterior decomposição dos restos vegetais (liteira) de parte aérea e, especialmente, das raízes. As gramíneas, predominantes nas áreas de pastagem brasileiras, apresentam um sistema radicular abundante, vigoroso e profundo. Portanto, a decomposição das raízes tem papel importante para a incorporação de C em profundidade. Adicionalmente, o processo de ciclagem de C no sistema é intenso em áreas de pastagem, onde grande parte de C derivado da biomassa das forrageiras ingerido pelos animais, retorna ao solo por meio das fezes e urina.

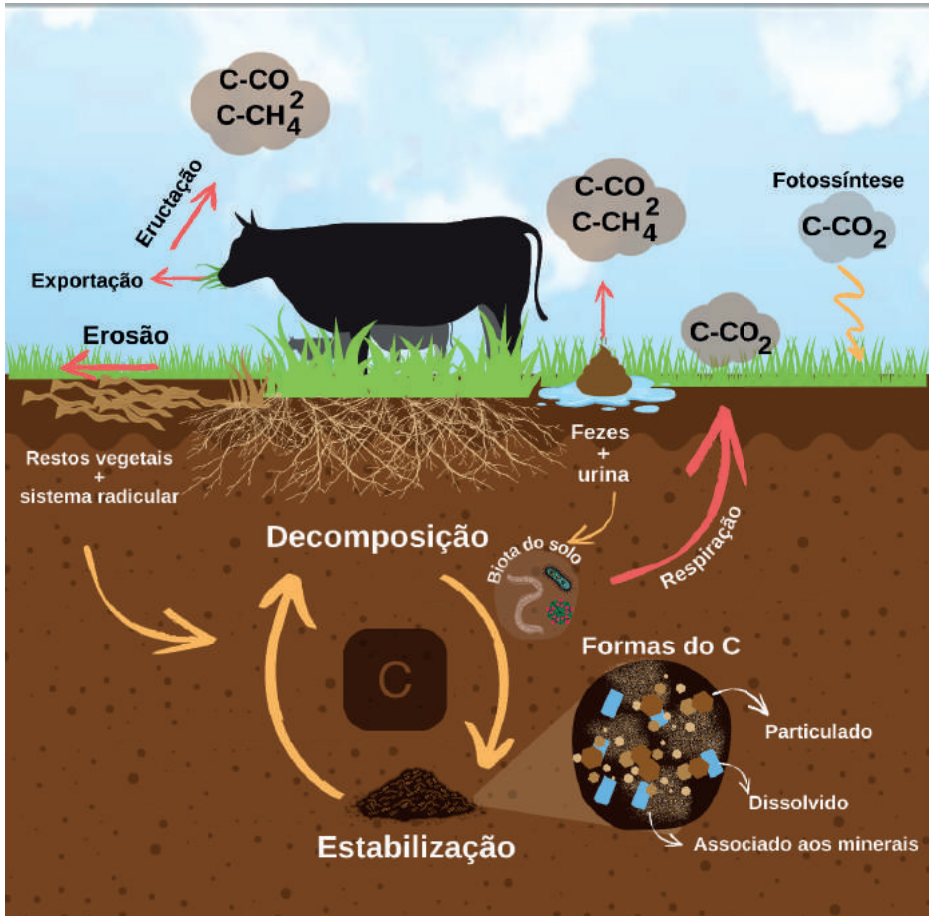



Figura 3. Ciclo de carbono (C) do solo em sistema de pastagem. Flechas amarelas representam as formas de entrada e processos de transformação de C no solo e as flechas vermelhas representam os principais processos que resultam em saídas de C do solo.

Fonte: Os autores. Ilustração: Bruna E. Schiebelbein

Os materiais orgânicos aportados ao solo (biomassa vegetal e dejetos dos animais) passam por diversas transformações mediadas pelos organismos do solo. Inicialmente estes materiais são fragmentados e incorporados ao solo pela ação dos organismos da macrofauna (minhocas, cupins, formigas, coleópteros, etc.). Estes organismos também cumprem um papel-chave na estruturação do solo, e por consequência, contribuem nos processos de estabilização (via proteção física) e estocagem de C do solo (Franco et al., 2020). Além da macrofauna, organismos da mesofauna e, especialmente, os microrganismos

atuam em todas as etapas do processo, desde a decomposição pela produção de enzimas extracelulares até a estabilização e estocagem de C no solo. Todavia, durante todo o processamento e transformação do material orgânico em matéria orgânica estabilizada (substâncias húmicas) grande parte (60% - 80%) de C é oxidado pela biota do solo, e assim, emitido à atmosfera na forma de gás dióxido de carbono (CO_2), e sob condições de anaerobiose, na forma de gás metano (CH_4).

O tempo de residência dos compostos orgânicos processados pelos organismos no solo varia de minutos a séculos (Schmidt et al., 2011) dependendo do grau de proteção e estabilização desses compostos no solo. Tipicamente, a maioria dos solos brasileiros são altamente intemperizados e com presença de óxidos de ferro e alumínio na constituição mineral, o que favorece as interações organominerais que se constituem o principal mecanismo de estabilização de carbono em solos de regiões tropicais. Estas características inerentes dos solos, associadas à atuação do sistema radicular das pastagens, favorecem a formação de agregados estáveis e a proteção física de C do solo em áreas de pastagem. A oclusão dos compostos orgânicos dentro dos agregados restringe a acessibilidade dos microrganismos, e, portanto, aumenta o tempo de residência de C no solo, mesmo que em alguns casos sejam compostos orgânicos lábeis e, portanto, facilmente decomponíveis quando desprotegido.

A principal rota de saída (perda) de C do solo à atmosfera na forma de gases (CO_2 e CH_4) está associada à atividade dos organismos do solo no processamento, tanto dos materiais orgânicos recém adicionados ao solo (resíduos vegetais, raízes mortas e dejetos) quanto da própria matéria orgânica previamente processada e estocada no solo. No entanto, além dessa rota em áreas de pastagem, observam-se importantes perdas de C, principalmente pela emissão de CH_4 por meio da eructação dos animais (ruminantes), pela exportação de C na carcaça do animal encaminhado aos abatedouros, e também pelas perdas de C associadas com a erosão do solo.

De maneira simplificada, essas são as principais entradas, saídas e processos que governam a dinâmica da matéria orgânica em sistemas de pastagem. O aumento ou a redução nos estoques de matéria orgânica (ou C) do solo ao longo do tempo depende diretamente destes fatores, sendo que para haver sequestro de C no solo o fluxo de entrada de C no sistema deve ser sempre superior ao fluxo de saídas.

Nos tópicos a seguir serão apresentados os valores de estoques de C do solo em áreas de pastagem sob diferentes condições edafoclimáticas no território brasileiro, e também sob diferentes níveis/condições de manejo. Para tanto, foram compilados e analisados dados a partir dos trabalhos de Medeiros et al.

(2021) e Oliveira et al. (2022). No total, foram usados 200 pares de comparação com dados para a camada do solo de 0-30 cm e 57 pares com dados até 100 cm de profundidade do solo. Os dados são provenientes dos biomas Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga, e todos foram corrigidos com base em massa equivalente de solo seguindo o método proposto por Moraes et al. (1996), cuja finalidade foi minimizar as discrepâncias causadas pela diferença na densidade do solo induzida pelo seu manejo. Assim, os dados foram analisados levando em consideração os biomas, tipos de solo e condição das pastagens.

Impacto da mudança de uso da terra para cultivo de pastagem no estoque de C do solo

A dinâmica de carbono do solo é governada, principalmente, por fatores climáticos, em especial temperatura e precipitação, edáficos (textura e mineralogia do solo) e, nas áreas antropizadas como nas pastagens, acrescenta-se os efeitos do manejo do solo, da espécie forrageira e do rebanho. Os aspectos climáticos são fundamentais visto que são determinantes na distinção dos biomas e dos tipos de solos. Desta forma, os biomas refletem, de forma razoável, as diferentes condições climáticas do país que afetam a dinâmica de C do solo em áreas de pastagem.

Neste sentido, a Figura 4 mostra os dados médios dos estoques de C do solo (camada 0-30 cm) em áreas de vegetação nativa e pastagem nos biomas Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga, onde se observa duas respostas distintas. Nos biomas Amazônia e Mata Atlântica os estoques de C do solo são maiores (9% e 1%, respectivamente) do que suas respectivas vegetações nativas, enquanto que no Cerrado e Caatinga os dados médios apontam para o inverso, ou seja, redução do estoque de C do solo (8% e 13%, respectivamente) nas áreas de pasto em relação às vegetações nativas.

	Amazônia	Cerrado	Mata Atlântica	Caatinga
Tempo de uso (anos)	19	27,3	31,6	22,1
Número de observações	79	90	17	14

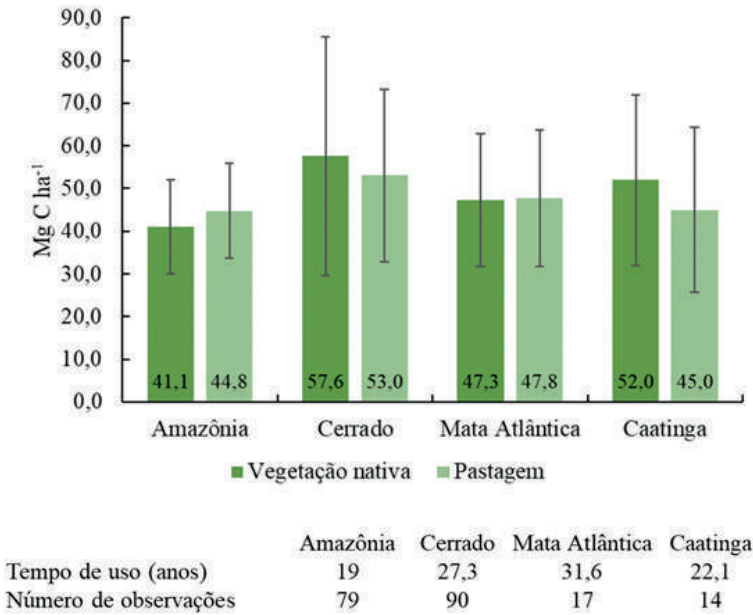



Figura 4. Estoque de carbono do solo (Mg ha^{-1}), camada de 0-30 cm, em áreas de vegetação nativa e de pastagem nos diferentes biomas brasileiros.
Fonte: Adaptado de Medeiros et al. (2021) e Oliveira et al. (2022).

Estas respostas, provavelmente, se devem à precipitação, que é a variável mais distinta entre os biomas. Por exemplo, de acordo com Alvares et al. (2013), a precipitação média na Caatinga, raramente é maior que 1.000 mm ano^{-1}; enquanto no Cerrado varia entre 1.200 e 1.800 mm. Por outro lado, o bioma Mata Atlântica é aquele que apresenta a maior variabilidade climática, com a precipitação média anual variando entre 1.000 mm e 2.400 mm, e por fim, o bioma Amazônia apresenta a maior precipitação média, 2.300 mm, com algumas regiões que podem atingir 3.500 mm ano^{-1}.

Portanto, as diferenças climáticas entre os biomas podem afetar tanto o aporte de material orgânico, quanto a dinâmica de decomposição e perdas da matéria orgânica do solo (MOS). No que se refere ao aporte de material orgânico, este aspecto parece ser essencial para o Bioma Caatinga, onde, de acordo com Alves et al. (2020), o conteúdo médio de C na biomassa das pastagens (aérea e subterrânea) é de 1,19 Mg ha^{-1}, ou seja, muito inferior ao observado na Amazônia 6,84 Mg C ha^{-1}, ou para os demais biomas 7,57 Mg C ha^{-1}. Desta forma, os menores estoques de C do solo nas pastagens do bioma Caatinga, devem estar ligados ao efeito das condições do clima na decomposição da MOS, talvez mediados pelos menores índices de precipitação e picos de temperatura que podem atingir 37,5 ^{o}C entre os meses de agosto e outubro (Nascimento; Novais, 2020).

Estes resultados sinalizam que as pastagens em biomas com menores índices pluviométricos têm maior dificuldade em promover o acúmulo de C no solo. Portanto, devem demandar maior atenção na adoção de práticas de manejo do pasto e dos rebanhos que promovam maior aporte de material orgânico no solo, e consequentemente, resultem em incremento nos estoques de C no solo. Cabe destacar que estes resultados são baseados em dados médios que contemplam pastagens submetidas a diferentes condições de manejo e qualidade.

Da mesma forma que para os biomas, entender a dinâmica de C do solo nos diferentes solos do Brasil é fundamental para subsidiar os processos de decisão, seja em nível de governos para orientar políticas públicas, seja em nível de produtor, que poderá planejar de forma mais racional o uso da terra em sua propriedade. Os dados disponíveis permitiram avaliar os estoques de C nos Argissolos, Latossolos, Neossolos e Planossolos (Figura 5). Nos Argissolos e Planossolos observa-se uma tendência de aumento de C do solo de 8% e 2,4%, respectivamente, nas áreas de pastagem em relação a de vegetação nativa, enquanto nos Neossolos e, principalmente, nos Latossolos a tendência é de redução de 2,7% e 4,6%, respectivamente.

	Argissolos	Latossolos	Neossolos	Planossolos
Tempo de uso (anos)	24,2	25,3	14,5	22
Número de observações	42	128	8	6

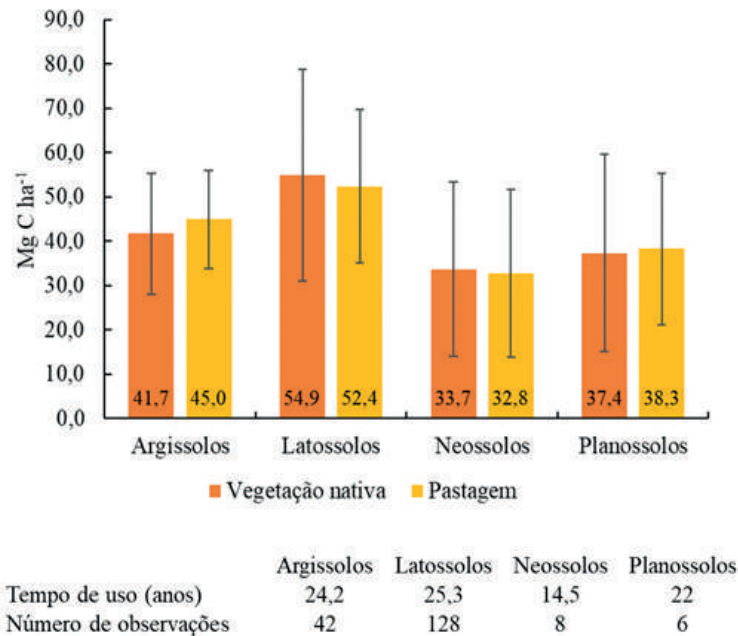



Figura 5. Estoque de carbono do solo (Mg ha^{-1}), camada de 0-30 cm em áreas de vegetação nativa e de pastagem em diferentes classes de solo.
Fonte: Adaptado de Medeiros et al. (2021) e Oliveira et al. (2022).

É necessário destacar que estes são dados médios, e conforme pode ser observado, os desvios-padrões são elevados indicando que na prática não existe diferença estatística entre os dados. Esta alta variabilidade, provavelmente, se deve à distribuição dos dados que são provenientes de diferentes regiões do país, e contemplam diferentes tipos de manejo. No caso específico dos Latossolos, do total de dados (128 pares de comparação), 51% apresentaram perda média de C de 16%, já os 49% restantes apresentaram um ganho médio de 15% (dados não mostrados). Nos Argissolos, 71% dos estudos (42 pares de comparação) apresentaram ganho médio de C de 23% em relação à vegetação nativa, enquanto os demais estudos (29%) resultaram em perda média de 15% de C do solo. Portanto, os resultados para estas duas classes de solos, que juntas ocupam aproximadamente 58% do país (Santos et al., 2011), demonstram que nos Latossolos, a dinâmica de C nas áreas de pastagem é muito mais heterogênea do que nos Argissolos. Os motivos que levam a tais diferenças entre estas duas classes de solo devem ser melhor estudados, visto que fatores como granulometria, mineralogia, clima e manejo podem influenciar a dinâmica de C. Porém, os resultados apresentados são informações robustas que podem ser utilizadas para direcionar estudos futuros, bem como subsidiar a adoção de práticas ou sistemas de manejo de acordo com o tipo de solo.

As pastagens, quando bem manejadas, têm se mostrado um uso da terra com capacidade de acumular C no solo, o que em geral é atribuído ao elevado aporte de resíduos, sobretudo do sistema radicular das gramíneas e do menor revolvimento do solo (Nadal-Romero et al., 2016; Oliveira et al., 2016). Este acúmulo ocorre mais rapidamente nas camadas superficiais do solo (Mazzetto et al., 2015), mas pode atingir camadas mais profundas devido a extensão do sistema radicular das gramíneas e da própria migração da matéria orgânica do solo (Stumpf et al., 2016). Avaliar a distribuição de C no perfil dos solos é mais um componente relevante da dinâmica da MOS, que além de melhorar a compreensão sobre os efeitos da adoção da pastagem, também possibilita identificar o nível de exposição ao manejo que o C do solo está submetido.

Nesse sentido, a avaliação da distribuição de C no perfil do solo foi analisada utilizando um conjunto de dados com 57 pares de comparação, compilados de Medeiros et al. (2021) e Oliveira et al. (2022). Considerando a camada de 0-100 cm do solo, os resultados mostraram que 47% de C do solo se encontram na camada de 0-30 cm e os 53% restantes estão acumulados na profundidade de 30 a 100 cm, e tal comportamento foi basicamente o mesmo nas áreas de vegetação nativa e pastagem. O nível de incerteza (desvio-padrão) variou de 5,2% a 5,5%, o que confere aos resultados maior confiabilidade, visto que evidencia que a resposta é consistente em todos os estudos. Estes resultados

convergem com levantamento de dados global envolvendo diferentes usos da terra, que apontou que a camada 30-100 cm contém em média 47% de C total de 0-100 cm, mas que estes valores podem variar de 47% a 52% (Balesdent et al., 2018). Cabe ressaltar, no entanto, que 86% dos dados são provenientes do bioma Cerrado, logo, os resultados se aplicam melhor a este bioma. Porém, os dados para a Mata Atlântica (10,5%) e Caatinga (3,5%) apresentaram resultados muito similares. De toda forma, é premente a geração de informações de modo a contemplar minimamente todos os biomas brasileiros.

Impacto do manejo das pastagens no estoque de C do solo

Avaliar o impacto do manejo das pastagens nos estoques de C tem sido um dos principais desafios diante da extensa área, diferentes tipos de manejo e condições de solo e clima do Brasil. No entanto, entender tais impactos é essencial, visto que o manejo das pastagens é o único componente envolvendo a dinâmica de C do solo possível de ser efetivamente manejada. De acordo com o IBGE (2019), apenas 7% das pastagens plantadas foram classificadas como "em más condições", o que difere enormemente do mapeamento realizado pelo Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento (LAPIG), o qual aponta que 99,3 milhões de hectares de pastagem apresentam algum indício de degradação.

Há ainda a dificuldade em se caracterizar um "pasto degradado", e principalmente, associar a degradação ao C do solo. Dias-Filho (2011) caracterizou dois extremos da degradação como degradação agrícola e biológica. Na degradação biológica ocorre a diminuição da vegetação da área devido ao drástico empobrecimento do solo, sendo a gramínea plantada substituída por espécies de baixa produtividade e pouco exigentes em fertilidade do solo, ou até mesmo tornando o solo desnudo. Já na degradação agrícola ocorre o aumento da infestação de plantas invasoras e a diminuição da capacidade de suporte da pastagem. Em geral, a degradação das pastagens é causada por equívocos no manejo, como por exemplo, queimadas frequentes, superpastejo por períodos longos, controle deficiente de plantas invasoras, pragas e doenças. Inversamente, boas práticas de manejo, tais como, pastejo rotacionado com ajuste da taxa de lotação animal, correção da acidez, adubação, incorporação de leguminosas e controle adequado de plantas invasoras, pragas e doenças, são fundamentais para manter as pastagens produtivas. Com base nessas informações é importante avaliar os efeitos das práticas/sistemas de manejo na dinâmica dos estoques de C do solo.

Com este intuito, o IPCC (2006) desenvolveu uma classificação que contempla os status das pastagens em nominais, degradadas e melhoradas.

Pastagens nominais representam aquelas que são manejadas de forma racional, mas que não recebem melhorias significativas de manejo. As pastagens degradadas foram classificadas em "moderadamente degradada" e "severamente degradada". A primeira representa aquelas com sobrepastoreio, produtividade reduzida (em relação à pastagem nativa ou manejada nominalmente) e que não recebem insumos de manejo (ex.: adubação, calagem, etc.); enquanto a severamente degradada é aquela pastagem que além da perda de produtividade, também apresenta perda de cobertura vegetal e sinais de erosão do solo. As pastagens melhoradas são aquelas manejadas de forma sustentável, com adequada pressão de pastejo e que receberam ao menos uma técnica de melhoria, tais como, adubação, irrigação, adubação verde, calagem e plantio de variedades de gramíneas mais produtivas. Adicionalmente, Oliveira et al. (2022) considerou também as pastagens recuperadas, as quais consistem em pastagens degradadas que foram submetidas a processos de recuperação ou renovação, e desde então tem recebido práticas de manejo similares às pastagens melhoradas ou nominais.

A partir desta classificação, a base de dados foi avaliada sob duas perspectivas. Na primeira foram comparados os dados médios de estoque de C do solo, camada de 0-30 cm, entre áreas de vegetação nativa e pastagens (Figura 6), e na segunda foi calculada as taxas de mudanças de estoques de C do solo (Figura 7), de acordo com a metodologia proposta por Maia et al. (2013). De acordo com os dados médios (Figura 6), apenas nas pastagens recuperadas houve aumento (4,2%) do estoque de C do solo em relação ao da vegetação nativa; quando comparado aos estoques das áreas de pastagem degradada, o aumento foi de 8,8%. As pastagens nominais apresentaram estoques de C similares à vegetação nativa, enquanto que as pastagens degradadas e melhoradas apresentaram reduções de 12,4% e 4,4%, respectivamente. Os resultados das pastagens melhoradas em especial, devem ser analisados mais cuidadosamente, pois a definição adotada pelo IPCC preconiza que para ser classificada como "melhorada", a pastagem deve ter recebido "ao menos uma técnica de melhoria" (ex.: adubação, irrigação, adubação verde, calagem e plantio de variedades de gramíneas mais produtivas), porém, não especifica se a técnica deve ser continuada ou repetida no tempo. Logo, áreas classificadas como "melhoradas" podem, na prática, ter recebido uma única e esporádica prática de melhoria, que não foi suficiente para promover o aumento do estoque de C do solo; ou mesmo que o processo de melhoria tenha sido efetivo, ou ainda, que o tempo entre a adoção da prática e a coleta de solo pode não ter sido suficiente para refletir em incrementos dos estoques de C do solo. Portanto, é necessário definir critérios mais objetivos e específicos para classificar um determinado pasto

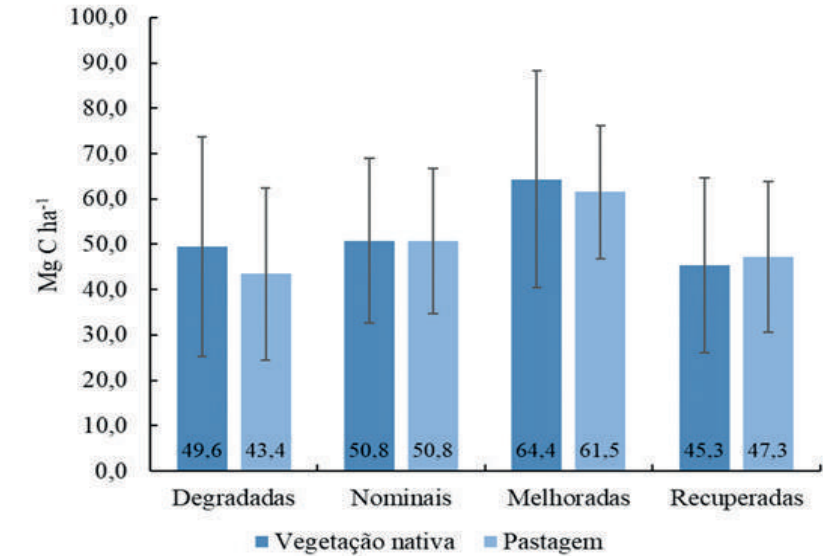
como "melhorado". Tais aspectos, de certa forma, se refletem nos resultados, visto que, ao avaliar o conjunto de dados para pastagens melhoradas (composto por 50 pares de comparação), foi observado que metade apresenta uma perda média nos estoques de C do solo de 14,7%, enquanto na outra metade dos estudos houve aumento de 14%.

	Degradadas	Nominais	Melhoradas	Recuperadas
Tempo de uso (anos)	23,8	16,6	25,5	29,8
Número de observações	57	16	50	33

Figura 6. Estoques de carbono (C) do solo (Mg ha^{-1}), camada de 0-30 cm, em áreas de vegetação nativa e pastagens com diferentes condições ou tipos de manejo.
Fonte: Adaptado de Medeiros et al. (2021) e Oliveira et al. (2022).

Assim como para os dados por bioma e tipo de solo, os dados agrupados por nível ou condição de manejo das pastagens também apresentaram elevados níveis de incerteza (desvio-padrão), o que provavelmente se deve a grande variabilidade do conjunto de dados. De toda forma, a análise dos dados médios permite uma avaliação mais genérica sobre a dinâmica da MOS, levando em consideração os principais aspectos que a governam.

Os resultados das taxas de mudança dos estoques de C do solo (Figura 7), permitem uma avaliação mais abrangente dos efeitos do manejo nas pastagens, visto que tais taxas representam valores que foram ajustados a partir de fatores de mudança de C do solo (Maia et al., 2013). Estes, por sua vez, são derivados levando em consideração covariáveis, como tempo, profundidade da camada

do solo, tipo do solo e localização, entre outros. Estes resultados são derivados da reanálise dos dados de Medeiros et al. (2021) e Oliveira et al. (2022).

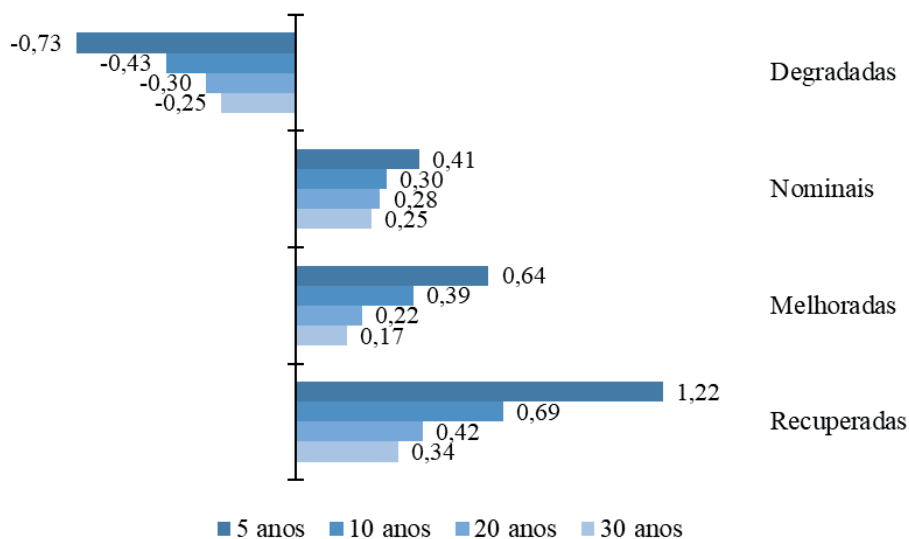



Figura 7. Taxa média de mudança nos estoques de carbono (C) do solo em pastagens com diferentes condições ou níveis de manejo com 5, 10, 20 e 30 anos após a mudança de uso da terra.

Fonte: Adaptado de Medeiros et al. (2021) e Oliveira et al. (2022).

As mudanças (perdas ou ganhos) nos estoques de C do solo ocorrem de forma mais intensa nos primeiros anos de implantação das pastagens, o que pode ser observado em todas as condições do pasto, mas, principalmente, nas pastagens degradadas e recuperadas. Nos pastos degradados a taxa média de redução dos estoques de C do solo no quinto ano foi de 0,73 Mg ha^{-1} ano^{-1}, diminuindo para 0,30 Mg ha^{-1} ano^{-1} com 20 anos e 0,25 Mg ha^{-1} ano^{-1} com 30 anos de uso. Nas pastagens recuperadas houve um ganho de 1,22 Mg C ha^{-1} ano^{-1} nos primeiros cinco anos, mas, quando se considera o período de 30 anos, a taxa média passou a ser de 0,34 Mg C ha^{-1} ano^{-1}. Nas pastagens melhoradas há incrementos de 0,64 Mg C ha^{-1} ano^{-1} até os cinco anos, e de 0,17 Mg C ha^{-1} ano^{-1} aos 30 anos. As áreas de pastagens nominais apresentaram taxa de incremento nos estoques de C do solo de 0,41 Mg ha^{-1} ano^{-1} nos primeiros cinco anos, a menor entre os diferentes manejos. Porém, na média, após 30 anos de uso, a taxa de 0,25 Mg C ha^{-1} ano^{-1} foi maior do que observado nas pastagens melhoradas.

O IPCC (2016) assume que as mudanças nos estoques de C do solo atingem um novo estado de equilíbrio dinâmico (steady-state) após 20 anos de mudança

de uso e/ou manejo. No entanto, os trabalhos de Medeiros et al. (2020, 2021) e Oliveira et al. (2022) demonstraram que, em geral, nas condições brasileiras, um novo equilíbrio não é atingido antes de 30 anos de uso com pastagem. Desta forma, as taxas de mudança de C do solo para 30 anos é a que provavelmente melhor representa a dinâmica da MOS a longo prazo para o Brasil, enquanto as taxas para cinco anos representam o impacto da conversão de uso e manejo do solo que ocorre de forma mais pronunciada já nestes primeiros anos, logo, maior atenção deve ser dada aos anos iniciais da adoção ou recuperação das pastagens.

Potencial sequestro de C em áreas de pastagens no Brasil

O manejo das pastagens e o potencial de acumular C no solo variam consideravelmente de acordo com o sistema de produção, nível de investimento do produtor e condições edafoclimáticas nas diferentes regiões do Brasil. Portanto, a estimativa do potencial acúmulo de C em função da adoção de uma determinada prática de manejo em um dado local está associada a uma série de incertezas. Ainda assim, com base em fatores de emissão de C, que levam em consideração tais incertezas, podem ser estabelecidos cenários de mudança de uso da terra e de manejo da pastagem, e pode estimar as alterações no estoque de C do solo em longo prazo, tal como representado na Figura 8. Os estoques de C permanecem constantes ao longo do tempo na área de vegetação nativa, uma vez que ecossistemas naturais já atingiram o estado de equilíbrio dinâmico, ou seja, o balanço entre as entradas e saídas de C no solo tende a ser zero (Figura 8). Por outro lado, quando ocorre a conversão dessa vegetação nativa para outro uso, como pastagem, este equilíbrio é interrompido, e então, de acordo com o balanço de entradas e saídas de C no solo, pode-se encontrar cenários de redução, manutenção ou mesmo incremento nos estoques de C do solo em relação ao uso anterior.

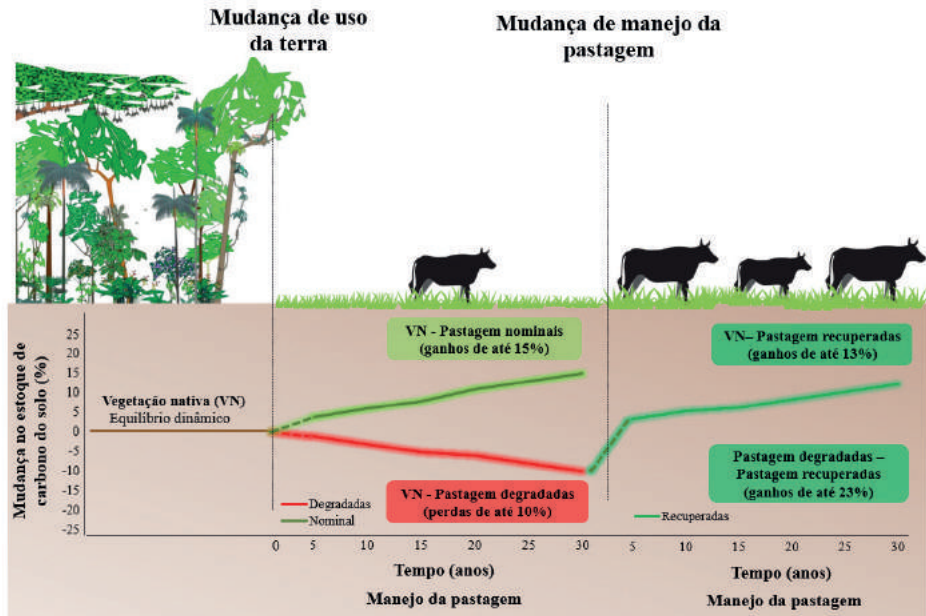



Figura 8. Mudanças relativas nos estoques de carbono do solo (0-30 cm) em função de diferentes cenários de mudança de uso da terra e práticas de manejo na pastagem. Curvas apresentadas para pastagem degradada, nominal e recuperada basearam-se nos fatores de emissão para 5, 10, 15, 20, 25 e 30 anos calculados com base na literatura (Medeiros et al. (2021) e Oliveira et al. (2022).

Em geral, pastagens degradadas promovem progressivas reduções nos estoques de C do solo (linha vermelha - Figura 8). Sem discriminar o tipo de vegetação nativa e as condições edafoclimáticas das diferentes regiões do Brasil, as perdas de C devido ao uso da terra com pastagem degradada são estimadas na ordem de 10% ao longo de 30 anos. Portanto, pode-se afirmar que grande parte das pastagens brasileiras que se encontra em algum estágio de degradação, está perdendo C do solo e se comportando como fonte de C para a atmosfera. Por outro lado, áreas com pastagens nominais (ou seja, aquelas que são manejadas de forma racional, mas que não recebem melhorias significativas de manejo) tendem a acumular C no solo (linha verde claro – Figura 8). No longo prazo (30 anos), estima-se que este tipo de pastagem esteja resultando em incrementos do estoque de C do solo na ordem de 15% em relação ao uso anterior com vegetação nativa. Esta estimativa média, incluindo dados das diferentes regiões do Brasil, demonstra o enorme potencial que áreas de pastagem têm de sequestrar C no solo, visto que mesmo sem maiores investimentos de manejo, um cenário positivo é observado, comportando-se como dreno de C atmosférico.

Por fim, o cenário de recuperação de pastagens é uma estratégia promissora, não somente para aumentar a produtividade da pecuária, mas também para sequestrar C no solo. As estimativas indicam que a recuperação de pastagem proporciona incrementos nos estoques de C do solo na ordem de 23% em 30 anos, comparando com a pastagem degradada (linha verde escuro - Figura 8), e de 13% em relação ao uso de vegetação nativa, anterior a pastagem.

Estes resultados corroboram o potencial da recuperação das pastagens como uma das principais estratégias nacionais de conduzir à agricultura de baixo carbono. Em 2015, o Brasil assinou o Acordo de Paris, apresentando a NDC com meta de reduzir suas emissões de gases de efeito estufa em 37% em relação às emissões de 2005 até 2025, com indicativo de reduzir em 43% das emissões até 2030 (Brasil, 2015). Em 2021, a NDC foi atualizada e o compromisso é de reduzir as emissões em 50% até 2030. Para tanto, dentre outras ações, o Brasil lançou o Plano ABC+ como a principal estratégia para o desenvolvimento sustentável na agricultura, que prevê a restauração adicional de 15 milhões de hectares de pastagens degradadas até 2030. Neste contexto, considerando o prazo de 10 anos (até 2030) para que a NDC seja cumprida e a estimativa média do incremento nos estoques de C no solo promovido pela recuperação de pastagem (0,42 Mg ha^{-1} ano^{-1}) (Figura 7) pode-se calcular, simplificadamente, o potencial sequestro de C no solo resultante da recuperação de 15 milhões de hectares de pastagem no Brasil. Este cenário resultaria no incremento do estoque de C do solo de 6,3 Tg ano^{-1} ou 63 Tg (0,063 Pg) no horizonte de 10 anos. Obviamente, esse é um cenário simplificado que considera que a recuperação dos 15 milhões de hectares ocorreu em 2020, ao invés de um processo gradativo de recuperação dessa área ao longo dos próximos 10 anos. Todavia, estes números chamam a atenção do enorme potencial de sequestrar C no solo por meio desta prática de manejo, a ser adotada em uma área de menos de 10% da área total de pastagem no território brasileiro.

No entanto, os benefícios da recuperação de pastagens vão além do potencial de sequestro de C no solo. Atualmente, a produtividade animal de cerca de 1 UA ha^{-1} (Figura 2), com tempo médio de engorda de 3,5 anos, é considerada baixa frente a outras potências mundiais na produção bovina. Desta forma, a recuperação das pastagens pode elevar não somente a capacidade de suporte animal das pastagens brasileiras, como também diminuir o tempo de abate (Mazzetto et al., 2015). Esse aumento de produtividade seria estratégico ao desenvolvimento agropecuário brasileiro uma vez que diminuiria a pressão pela expansão de fronteiras agrícolas e, possivelmente, no caso da pecuária de corte, poderia reduzir a área de produção, aumentando a produtividade e cedendo espaço para a produção de outros alimentos importantes para a

segurança alimentar do país (Strassburg et al., 2014). Portanto, a recuperação das pastagens é base para uma produção agropecuária sustentável no Brasil.

Considerações finais

Pastagens representam o maior uso agrícola do Brasil, e, portanto, têm grande importância ambiental, econômica, social e cultural para o país. Historicamente, pastagem é o primeiro uso da terra após a retirada da vegetação nativa. Desta forma, nas últimas décadas, a expansão da área de pastagem tem ocorrido predominantemente em regiões de fronteira agrícola, especialmente nos estados do Mato Grosso, Pará e Rondônia. Devido a essa característica de ocupação da terra, a grande maioria das áreas de pastagens brasileiras tem sido conduzida de forma extensiva (baixo nível tecnológico) e apresenta algum grau de degradação e consequente baixa produtividade (<1 unidade animal por hectare).

A degradação das pastagens afeta diretamente a dinâmica da matéria orgânica do solo. Pastagens degradadas apresentam aportes limitados de material orgânico no solo e frequentemente, perdas substanciais de solo e matéria orgânica por erosão. Este cenário de degradação, em geral, leva ao declínio dos estoques de C do solo ao longo do tempo. Todavia, se por um lado essa realidade é preocupante, por outro lado, a adoção de práticas de manejo (ex. calagem, adubação, pastejo rotacionado, introdução de leguminosas, irrigação, dentre outras), que promovam a melhoria e/ou a recuperação destas áreas de pastagem, representa uma enorme oportunidade para aumentar o estoque de C do solo para níveis similares ou até maiores que aqueles observados na vegetação nativa. Mais recentemente, sistemas integrados que envolvem culturas anuais, pecuária e componente florestal, também têm sido apontados como estratégias promissoras para aumentar o sequestro de C no solo e promover uma intensificação agrícola sustentável no Brasil.

Investimentos em políticas públicas, tais como, o Plano ABC+ e os compromissos nacionais assumidos perante ao Acordo de Paris, Pacto Climático de Glasgow e Pacto Global do Metano, têm sido implementados para fomentar a recuperação de pastagem em larga escala no Brasil, e com isso, contribuir para o sequestro de C no solo, mitigando o aquecimento global e as mudanças climáticas. Porém, como evidenciado neste capítulo, os impactos da recuperação da pastagem nos estoques de C do solo são bastante variáveis, dependendo das condições climáticas (bioma), tipo de solo e do nível de manejo adotado. Desta forma, ressalta-se a necessidade e a importância de investimentos em pesquisas para quantificar e monitorar a dinâmica de C do solo em áreas de pastagem localizadas nas diferentes regiões edafoclimáticas do país. O conhecimento da dinâmica da matéria orgânica do solo em áreas de pastagem é estratégico para

tornar a pecuária brasileira ainda mais produtiva, competitiva e sustentável, contribuindo efetivamente para combater a insegurança alimentar e as mudanças climáticas nas próximas décadas.

Agradecimento

Agradecemos o apoio do RCGI – Research Centre for Greenhouse Gas Innovation, localizado na Universidade de São Paulo (USP) e financiado pela FAPESP – Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (2014/50279-4 e 2020/15230-5) e Shell Brasil, e a importância estratégica do apoio dado pela ANP (Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis) através do incentivo regulatório de P&D.

Referências

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, 2013. DOI: https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507.

ALVES, B. J. R.; CARMO, T. R. L.; FONTANA, A.; CESÁRIO, F. V.; FARIA, F. F.; NICOLOSO, R. S. **Quarto inventário nacional de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa**. Relatório de referência setor agropecuária - subsetores solos manejados, calagem e aplicação de ureia. Brasília: Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovações, 2020. 148 p.

ARANTES, A. E.; COUTO, V. R. M.; SANO, E. E.; FERREIRA, L. G. Livestock intensification potential in Brazil based on agricultural census and satellite data analysis. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 53, p. 1053-1060, 2018. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-204X2018000900009.

BALESDENT, J.; BASILE-DOELSCH, I.; CHADOEUF, J.; CORNU, S.; DERRIEN, D.; FEKIACOVA, Z.; HATTÉ, C. Atmosphere–soil carbon transfer as a function of soil depth. **Nature**, v. 559, p. 599–602, 2018. DOI: https://doi.org/10.1038/s41586-018-0328-3.

BRASIL. **Plano setorial de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura**. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2012. 176p.

BRASIL. **Plano setorial para adaptação à mudança do clima e baixa emissão de carbono na agropecuária com vistas ao desenvolvimento sustentável (2020-2030)**: visão estratégica para um novo ciclo / Secretaria de Inovação, Desenvolvimento Rural e Irrigação. –Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2021.28p.

BRASIL. **Pretendida contribuição nacionalmente determinada para consecução do objetivo da convenção-quadro das nações unidas sobre mudança do clima**. 2015. Disponível em: http://www.itamaraty.gov.br/images/ed_desenvsust/BRASIL-iNDC-portugues.pdf. Acesso em: 12 mar. 2021.

CARVALHO, R.; AGUIAR, A. P. D.; AMARAL, S. Diversity of cattle raising systems and its effects over forest regrowth in a core region of cattle production in the Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, v. 20, e44, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/s10113-020-01626-5.

CHERUBIN, M. R.; CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; NOGUEIRA, L. A. H.; SOUZA, G. M.; CANTARELLA, H. Land use and management effects on sustainable sugarcane-derived bioenergy. **Land**, v. 10, e72, 2021. DOI: https://doi.org/10.3390/land10010072.

CONANT, R. T.; CERRI, C. E. P.; OSBORNE, B. B.; PAUSTIAN, K. Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. **Ecological Applications**, v. 27, p. 662–668, 2017. DOI: https://doi.org/10.1002/eap.1473.

DIAS, L. C. P.; PIMENTA, F. M.; SANTOS, A. B.; COSTA, M. H.; LADLE, R. J. Patterns of land use, extensification, and intensification of Brazilian agriculture. **Global Change Biology**, v. 22, p. 2887-2903, 2016. DOI: https://doi.org/10.1111/gcb.13314.

DIAS-FILHO, M. B. **Degradação de pastagens: processos, causas e estratégias de recuperação**. 4. ed. reimp. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2011. 215 p.

DIAS-FILHO, M. B. **Diagnósticos das pastagens no Brasil**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental. 2014. 36 p. (Série Documentos. 402).

FAO, 2020. **Land statistics: global, regional and country trends, 1961-2018**. Disponível em: http://www.fao.org/economic/ess/environment/data/land-use-and-land-cover/en/. Acesso em: 16 Dez. 2020.

FRANCO, A. L. C.; CHERUBIN, M. R.; CERRI, C. E. P.; SIX, J.; WALL, D. H.; CERRI, C. C. Linking soil engineers, structural stability, and organic matter allocation to unravel soil carbon responses to land-use change. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 150, e107998, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107998.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2019. **Pesquisa da Pecuária Municipal.** Disponível em: https://sidra.ibge.gov.br/tabela/3939. Acesso em: 11 mar. 2021.

LAPIG, 2020. **Atlas digital das pastagens brasileiras**. Disponível em: https://www.lapig.iesa.ufg.br/lapig/index.php/produtos/atlas-digital-das-pastagens-brasileiras. Acesso em 11 Dez. 2021.

LATAWIEC, A. E.; STRASSBURG, B. B. N.; SILVA, D.; ALVES-PINTO, H. N.; FELTRAN-BARBIERI, R.; CASTRO, A.; IRIBARREM, A.; RANGEL, M. C.; KALIF, K. A. B.; GARDNER, T.; BEDUSCHIH, F. 2017. Improving land management in Brazil: A perspective from producers. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 240, p. 276-286, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.043.

MAPBIOMAS, 2020. **Brazilian annual land use and land cover mapping project**. Disponível em: https://mapbiomas.org/en. Acesso em: 14 Dez. 2020.

MAIA, S. M. F., OGLE, S. M., CERRI, C. E. P., CERRI, C. C. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. **Geoderma**, v. 149, p. 84-91, 2009. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.11.023.

MAIA, S. M. F.; CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; LAL, R.; BERNOUX, M.; GALDOS, M. V.; CERRI, C. C. Contrasting approaches for estimating soil carbon changes in Amazon and Cerrado biomes. **Soil & Tillage Research**, v. 133, p. 75-84, 2013. DOI: 10.1016/j.still.2013.06.002.

MARTHA JR, G. B.; ALVES, E.; CONTINI, E. 2012. Land-saving approaches and beef production growth in Brazil. **Agricultural Systems**, v. 110, p. 173-177, 2012. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.03.001.

MAZZETTO, A. M.; FEIGL, B. J.; SCHILS, R. L. M.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Improved pasture and herd management to reduce greenhouse gas emissions from a Brazilian beef production system. **Livestock Science,** v. 175, p. 101-112, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/j.livsci.2015.02.014.

MEDEIROS, A. S.; MAIA, S. M. F.; SANTOS, T. C.; GOMES, T. C. A. Soil carbon losses in conventional farming systems due to land-use change in the Brazilian semi-arid region. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 287, e106690, 2020. DOI. https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106690.

MEDEIROS, A. S.; MAIA, S. M. F.; SANTOS, T. C.; GOMES, T. C. A. Losses and gains of soil organic carbon in grasslands in the Brazilian semi-arid region. **Scientia Agricola,** v. 78, e20190076, 2021. DOI: https://doi.org/10.1590/1678-992X-2019-0076.

MORAES, J. L.; CERRI, C. C.; VOLKOFF, B.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, v. 70, p. 63-81, 1996. DOI: https://doi.org/10.1016/0016-7061(95)00072-0.

MORAES, A.; CARVALHO, P. C. F.; ANGHINONI, I.; LUSTOSA, S. B. C.; COSTA, S. E. V. G. A.; KUNRATH, T. R. Integrated crop–livestock systems in the Brazilian subtropics. **European Journal of Agronomy**, v. 57, p. 4-9, 2014. DOI: https://doi.org//10.1016/j.eja.2013.10.004.

NADAL-ROMERO, E., CAMMERAAT, E., PÉREZ-CARDIEL, E., LASANTA, T. How do soil organic carbon stocks change after cropland abandonment in Mediterranean humid mountain areas? **Science of the Total Environment**, v. 566, p. 741–752, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.031.

NASCIMENTO, D. T. F.; NOVAIS, G. T. Clima do Cerrado: dinâmica atmosférica e características, variabilidades e tipologias climáticas. **Élisée Revista de Geografia**, v. 9, e922021, 2020.

OECD/FAO, 2020. **OECD-FAO Agricultural Outlook 2020-2029**, FAO, Rome/OECD Publishing, Paris. DOI: https://doi.org/10.1787/1112c23b-en.

OLIVEIRA, D. C. **Potencial de sequestro de carbono no solo e dinâmica da matéria orgânica em pastagens degradadas no Brasil**. 2018. 83 f. Tese (Doutorado) – Piracicaba: USP-Esalq, Piracicaba.

OLIVEIRA, D. C.; MAIA, S. M. F.; FREITAS, R. d. A.; CERRI, C. E. P. Changes in soil carbon and soil carbon sequestration potential under different types of pasture management in Brazil. Regional Environmental Change, v. 22, p. 87, 2022. DOI: https://doi.org/10.1007/s10113-022-01945-9

SANTOS, H. G.; JÚNIOR, W. C.; DART, R. O.; ÁGLIO, M. L. D.; SOUSA, J. S.; PARES, J. G.; FONTANA, A.; MARTINS, A. L. S.; OLIVEIRA, A. P. **O novo mapa de solos do Brasil: legenda atualizada**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 67 p. - (Documentos / Embrapa Solos, ISSN 1517-2627; 130).

SCHMIDT, M. W. I.; TORN, M. S.; ABIVEN, S.; DITTMAR, T.; GUGGENBERGER, G.; JANSSENS, I. A.; KLEBER, M.; KOGEL-KNABNER, I.; LEHMANN, J.; MANNING, D. A. C.; NANNIPIERI, P.; RASSE, D. P.; WEINER, S.; TRUMBORE, S. E. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature,** v. 478, p. 49–56, 2011. DOI: https://doi.org/10.1038/nature10386.

STRASSBURG, B. B. N.; LATAWIEC, A.; BARIONI, L. G.; NOBRE, C. A.; SILVA, V. P.; VALENTIM, J. F.; VIANNA, M.; ASSAD, E. D. When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. **Global Environmental Change,** v. 28, p. 84-97, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.001.

STUMPF, L.; PAULETTO, E. A.; PINTO, L. F. S.; GARCIA, G. F.; AMBUS, J. V.; SILVA, T. S.; PINTO, M. A. B.; TUCHTENHAGEN, I. K. Condição física e desenvolvimento radicular de gramíneas em solo construído após mineração de carvão. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 1078-1087, 2016. DOI: https://doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900007.

VALLE, E. R. **Boas práticas agropecuárias - bovinos de corte (BPA)**. Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte. 2006. Disponível em: http://www agricultura.gov.br/arq_editor/7.pdf. Acesso em: 13 mar. 2021.

CAPÍTULO 22

Contribuição do óxido nitroso, do metano e do carbono da matéria orgânica do solo na emissão ou mitigação de gases de efeito estufa totais do solo em plantio direto

Jeferson Dieckow
Josiléia Acordi Zanatta
Cimélio Bayer

Introdução

O aumento da concentração de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera tem intensificado o efeito estufa natural e as mudanças climáticas globais (IPCC, 2013; Pawlowski et al., 2017). Em 2020, a concentração dos principais GEE atingiram valores recordes de 414 ppm de dióxido de carbono (CO_2), 1876 ppb de metano (CH_4) e 332 ppb de óxido nitroso (N_2O), excedendo em 47%, 156% e 23%, respectivamente, os níveis pré-industriais (NOAA, 2020; IPCC, 2021). As taxas anuais de aumento têm se intensificado nas últimas décadas, e atualmente são de 2 ppm de CO_2, 6,7 ppb de CH_4 e 0,15 ppb de N_2O (NOAA, 2020). O forçamento radiativo atingiu 3 W m^{-2}, e a temperatura média do globo aumentou 1,07 °C, e nesse ritmo deverá atingir 1,7 °C entre 2030 e 2052 (NOAA, 2020; IPCC, 2021).

Apesar dos esforços, os compromissos assumidos pelos países no Acordo de Paris não são suficientes para limitar o aquecimento a 2 °C. Portanto, medidas mitigatórias adicionais e práticas de adaptação são imprescindíveis. A dinâmica global de emissão dos principais GEE está relacionada à queima de combustíveis fósseis, atividades industriais, mudanças no uso da terra e processos produtivos agrícolas. Em níveis globais, estima-se que as mudanças do uso da terra, junto com processos produtivos agrícolas, contribuem com 24% das emissões globais de GEE (contribuem com 12 Gt CO_2eq ano^{-1}), sendo 22% das emissões de CO_2, 43% das emissões de CH_4 e 85% das emissões de N_2O (UNFCCC, 2019).

No Brasil, a agricultura representa 33% das emissões totais de GEE (Figura 1A; 1,46 Gt CO_2eq ano^{-1}), emitindo 88% das emissões de N_2O, 75% das emissões de CH_4, e 2% das emissões de CO_2 (Brasil, 2021). Em valores absolutos, o CH_4 é o gás com maior impacto nas emissões totais correspondendo a 64%, seguido pelo N_2O com 33%, e o CO_2 com 4% (Figura 1B). Independente do GEE, as principais fontes de emissão na agricultura são solos agrícolas e a fermentação entérica, que somam mais de 90% das emissões do setor (Brasil, 2021). Nesta análise das emissões brasileiras, é importante destacar que não é considerada a mudança de uso da terra.

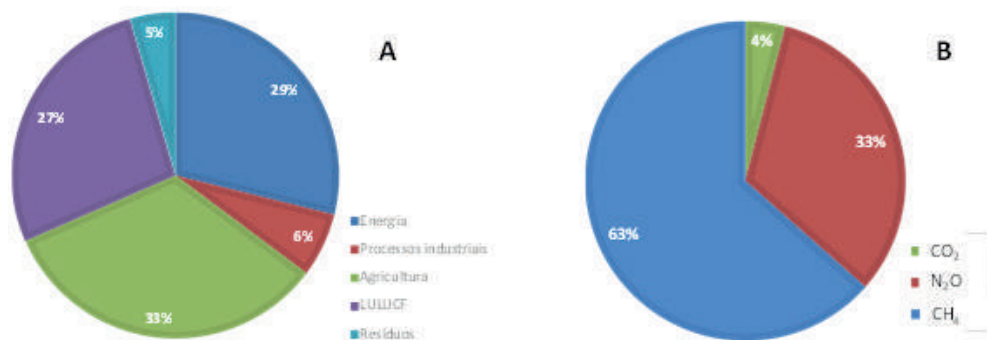



Figura 1. Emissões de gases de efeito estufa por setor (A) e emissões relativas por gás de efeito estufa no setor agricultura (B), em 2016, no Brasil.
Fonte: Adaptado de Brasil (2021).

O uso e manejo do solo têm implicações diretas sobre vários processos bioquímicos que afetam os fluxos destes três GEE, e influencia tanto o potencial do solo em atuar como uma fonte de GEE, como do solo em atuar como um dreno de GEE. Com base nisto, devem ser adotadas estratégias de manejo visando mitigar tais emissões e, entre as estratégias propostas, uma das mais importantes é o sistema plantio direto. O propósito deste capítulo é trazer uma discussão sobre o efeito do plantio direto, em relação ao preparo convencional nas emissões ou mitigações de N_2O e CH_4 do solo, e avaliar o papel relativo destas emissões ou mitigações em relação à variação nos estoques de carbono (ΔC) no solo.

Óxido nitroso em sistemas de manejo

O N_2O no solo é produzido, principalmente, pelos processos microbianos de nitrificação e desnitrificação (Firestone; Davidson, 1989; Butterbach-Bahl et al.,

2013; Zhu et al., 2013). No caso da nitrificação, o N_2O não é produto principal, mas um subproduto que pode ser formado e escapar ao longo do processo. A primeira etapa da nitrificação é a oxidação da amônia (NH_3) até nitrito (NO_2^-), catalisada pela enzima amônia monooxigenase, e com a formação de hidroxilamina (NH_2OH) como composto intermediário. Esse processo biótico ocorre em condições aeróbicas onde organismos quimioautotróficos utilizam a amônia como fonte de energia e podem produzir N_2O pelos processos específicos de nitrificação por nitrificadores ou por desnitrificação por nitrificadores (Wrage et al., 2001). A produção de N_2O pela nitrificação por nitrificadores, ou seja, pela nitrificação "normal", ocorre com a redução da hidroxilamina até N_2O. Já a produção de N_2O pela desnitrificação por nitrificadores, ou seja, desnitrificação dentro dos próprios microrganismos nitrificadores, ocorre com a redução do nitrito até N_2O (Figura 2).

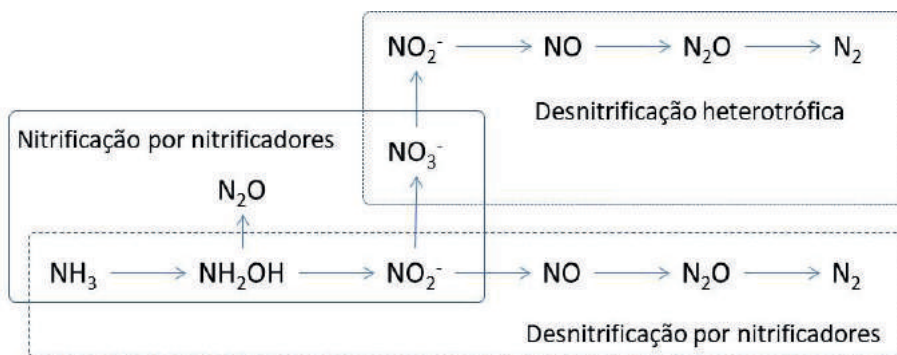



Figura 2. Representação esquemática dos processos de produção de óxido nitroso (N_2O) pela nitrificação por nitrificadores, pela desnitrificação por nitrificadores e pela desnitrificação heterotrófica.

Fonte: Adaptado de Wrage et al. (2001).

No caso da desnitrificação heterotrófica, bactérias heterotróficas utilizam o nitrato (NO_3^-) ou nitrito como aceptores finais de elétrons, em substituição ao oxigênio (O_2), e reduzem estes ânions até N_2O (Firestone; Davidson, 1989) (Figura 2). Isso geralmente ocorre em solos com baixa disponibilidade de O_2, como em solos muito úmidos ou alagados.

Em estudo conduzido para avaliar o papel da nitrificação e desnitrificação na produção de N_2O, Bateman e Baggs (2005) concluíram que a desnitrificação foi a principal fonte de N_2O em solos com porosidade preenchida com água (PPA) maior que 70%, mas que a nitrificação foi a principal fonte de N_2O quando

a porosidade preenchida com água foi de 35% - 60%, destacando, portanto, a importância que a nitrificação tem na emissão de N_2O no solo (Wrage et al., 2001; Butterbach-Bahl et al., 2013), apesar de ser muitas vezes menosprezada.

É provável que ambos os processos, nitrificação e desnitrificação, estejam ocorrendo ao mesmo tempo no solo e com isso contribuindo simultaneamente para a emissão de N_2O. Devido à variabilidade espacial que existe na estrutura do solo em vários níveis de escala, condições aeróbicas e anaeróbicas podem facilmente ocorrer a uma distância de alguns micrometros dentro de um agregado (Parkin, 1987), possibilitando, assim, a ocorrência simultânea de nitrificação e desnitrificação no mesmo solo.

Quanto ao papel dos sistemas de manejo do solo na mitigação de emissão de N_2O, existem questionamentos e discussões no meio científico brasileiro e internacional sobre a capacidade, especialmente, do sistema plantio direto em diminuir emissões de N_2O do solo em relação ao preparo convencional. Em nível nacional e internacional, vários estudos demonstraram maior emissão de N_2O em solo sob plantio direto em relação ao convencional (MacKenzie et al., 1997; Ball et al., 1999; Baggs et al., 2003; Carvalho et al., 2009; Grave et al., 2018; Mei et al., 2018) e atribuíram essa maior emissão, principalmente, a maior umidade, maior densidade e menor porosidade de aeração nos solos em plantio direto (Ball et al., 1999), o que gera condições mais favoráveis para a desnitrificação e produção de N_2O.

Por outro lado, vários estudos relataram menor emissão de N_2O com a adoção do plantio direto em relação ao preparo convencional, indicando uma positiva capacidade mitigadora de N_2O pelo plantio direto (Passianoto et al., 2003; Chatskikh; Olesen, 2007; Malhi; Lemke, 2007; Gregorich et al., 2008; Ussiri et al., 2009; Mutegi et al., 2010; Omonode et al., 2011; Piva et al., 2012; Perego et al., 2016; Feng et al., 2018; Figueiredo et al., 2018; Yuan et al., 2018; Fiorini et al., 2020). A maioria destes estudos atribui a menor emissão de N_2O em virtude de não haver revolvimento e incorporação do resíduo cultural no solo em plantio direto. No caso do preparo convencional, sugere-se que os pulsos de decomposição do resíduo cultural, logo após as operações de preparo, estão associados a um aumento na taxa de nitrificação e também a um aumento na disponibilidade de C e N lábeis para os processos heterotróficos de desnitrificação, resultando, portanto, em emissão de N_2O (Baggs et al., 2000; Mutegi et al., 2010; Piva et al., 2012; Fiorini et al., 2020). A condição de melhor agregação e porosidade do solo em plantio direto, pode ser, ademais, entendida como uma forma de aumentar a aeração do solo e com isso diminuir a produção de N_2O (Fiorini et al., 2020). Além disso, a menor temperatura do solo em plantio direto, em razão da presença da cobertura superficial, pode

diminuir as taxas de nitrificação e desnitrificação, reduzindo, assim, a emissão de N_2O (Omonode et al., 2011; Fiorini et al., 2020); pelo menos no período inicial de cultivo, quando a cobertura por dossel ainda não é expressiva.

Numa meta-análise global, van Kessel et al. (2013) concluíram que, em geral, o plantio direto não alterou as emissões de N_2O em relação ao preparo convencional. No entanto, houve uma tendência de reduzir as emissões quando o plantio direto tinha mais de 10 anos, e quando o fertilizante nitrogenado era aplicado ao solo em profundidade ≥5 cm, evidenciando, portanto, a importância do fator tempo e do fator adubação nitrogenada sobre as emissões. O fato do solo em plantio direto ter menores emissões de N_2O em adoção de longo prazo, acima de 10 anos, já havia sido destacado por Six et al. (2004). Porém, esse trabalho de Six et al. (2004) indicou que para períodos mais curtos de adoção do plantio direto, como cinco anos, as emissões de N_2O seriam maiores, ao ponto de neutralizar completamente a taxa de sequestro de C no solo proporcionada pelo plantio direto em relação ao solo em preparo convencional.

A condição natural de drenagem do solo é um fator chave na emissão de N_2O quando o sistema de preparo é plantio direto. Em levantamento na literatura, Rochette (2008) concluiu que em solos bem aerados a emissão de N_2O foi, aproximadamente, 15% menor nos solos em plantio direto do que no preparo convencional. Em solos de aeração limitada, onde se incluiriam solos com algum grau de hidromorfismo ou de porções baixas de paisagem, a emissão foi em média 50% maior no solo em plantio direto.

Outras duas meta-análises globais mais recentes indicaram resultados distintos entre si para a emissão de N_2O em plantio direto. Em uma delas o plantio direto teve emissão 7% menor (Feng et al., 2018), enquanto em outra teve emissão 18% maior (Mei et al., 2018) em relação ao solo sob preparo convencional. Porém, ambos estudos destacam a diminuição da emissão de N_2O em solos em plantio direto ao longo do tempo, especialmente acima de 10 anos, o que está de acordo com o proposto por Six et al. (2004).

No Sul do Brasil, em Latossolo cultivado com pastagem de azevém no inverno e milho no verão, a emissão de N_2O sob plantio direto foi metade da emissão observada sob preparo convencional (Piva et al., 2012), sendo a maior emissão no convencional atribuída a uma rápida decomposição microbiana e aumento do suprimento de substrato para nitrificação e, ou desnitrificação após incorporação de resíduos no solo (Baggs et al., 2000). O efeito de sistemas de preparo sobre a emissão de N_2O pode depender do sistema de culturas empregado, pois segundo Bayer et al. (2015) o plantio direto teve emissão menor do que o convencional no sistema constituído somente de gramíneas

(aveia preta-milho), e teve emissão maior no sistema com planta de cobertura leguminosa (ervilhaca-milho) (Bayer et al., 2015), possivelmente devido ao maior suprimento de N pelas leguminosas. Mas, em outro experimento de campo, ainda no Sul do Brasil, Jantalia et al. (2008) não observaram diferenças de emissão de N_2O entre plantio direto e preparo convencional enquanto Santi et al. (2017) observaram menor emissão em plantio direto, tanto em sistema de culturas com ou sem presença de plantas de cobertura leguminosas.

Na região do Cerrado, a maioria dos trabalhos parece indicar que as emissões de N_2O são similares para solos manejados em plantio direto ou preparo convencional (Metay et al., 2007; Siqueira-Neto et al., 2011; Campanha et al., 2019). Porém, no caso de maior produtividade agrícola com o plantio direto, a emissão de N_2O por unidade de produto agrícola foi beneficamente menor no plantio direto (Campanha et al., 2019). Contudo, emissão 28% menor de N_2O em plantio direto comparado ao convencional foi relatada por Figueiredo et al. (2018) em Planaltina, DF, enquanto maior emissão de N_2O com o plantio direto foi relatada por Carvalho et al. (2009) em Vilhena, RO.

Uma síntese de resultados sobre o efeito do plantio direto comparado ao preparo convencional sobre a emissão de N_2O do solo em trabalhos brasileiros conduzidos na região Sul do Brasil, representando o ambiente subtropical, ou do Cerrado, representando o ambiente tropical, é apresentada na Tabela 1. Com base nestes resultados não é possível concluir que o plantio direto mitiga emissões de N_2O de uma maneira generalizada, pois existem importantes variações entre os estudos no sentido de mostrar maior emissão no plantio direto (Carvalho et al., 2009; Bayer et al., 2015; Grave et al., 2018), menor emissão no plantio direto (Piva et al., 2012; Bayer et al., 2015; Brevilieri, 2016; Santi et al., 2017; Figueiredo et al., 2018) ou similaridade (Metay et al., 2007; Jantalia et al., 2008; Siqueira-Neto et al., 2011; Campanha et al., 2019) entre plantio direto e preparo convencional. Possivelmente, outros fatores como o manejo da adubação nitrogenada, o sistema de culturas, a condição de precipitação e temperatura do ano de avaliação tenham uma importante combinação de efeitos que superam os efeitos da simples comparação entre plantio direto e preparo convencional.

Tabela 1. Emissão relativa de N_2O em solo sob plantio direto em relação ao solo sob preparo convencional (PD/PC) em alguns estudos de campo conduzidos no Sul (região subtropical) e no Cerrado (região tropical) brasileiros.

Local	Emissão relativa de N_2O (PD/PC)	Duração do experimento de plantio direto (anos)	Tempo de monitoramento das emissões	Culturas	Referência
SUL					
Eldorado do Sul, RS	<0,50 * 1,71 *	18-19	1 ano (out-out)	Aveia preta-milho Ervilhaca-milho	Bayer et al. (2015)
Passo Fundo, RS	0,86 ns 1,01 ns	16-18	2 anos (nov-nov)	Trigo-soja Trigo-soja-ervilhaca-milho	Jantalia et al. (2008)
Passo Fundo, RS	0,75 *	28-30	2 anos (jun-jul)	Média de três sistemas	Santi et al. (2017)
Concórdia, SC	1,30 a 2,92 *	0-1	64 dias (jan-mar)	Trigo-milho	Grave et al. (2018)
Castro, PR	0,52 *	3-4	1 ano (set-set)	Azevém-milho	Piva et al. (2012)
Ponta Grossa, PR	0.68 *	24-25	2,5 anos (mai-set)	Trigo-soja-aveia preta-milho-aveia branca	Brevilieri (2016)
CERRADO					
Goiânia, GO	0,89 ns	4-5	6 meses (out-mar)	Arroz-braquiária	Metay et al. (2007)
Rio Verde, GO	1,21 ns	12-13	1 ano (nov-dez)	Milho-milheto	Siqueira-Neto et al. (2011)
Planaltina, DF	0,50-0,73 *	17-18	1 ano (out-set)	Soja-sorgo	Figueiredo et al. (2018)
Sete Lagoas, MG	0,80 ns	2-3	1 ano (nov-out)	Milho-pousio	Campanha et al. (2019)
Vilhena, RO	1,96 *	3-4	6 meses (jul-jan)	Soja-milheto Soja-milho	Carvalho et al. (2009)

O sinal * indica que a diferença é significativa, de acordo com o teste estatístico aplicado no estudo; porém, "ns" é não significativo.

A maioria dos estudos apresentados na Tabela 1 monitorou as emissões por períodos de um ano ou menos, o que torna o resultado muito dependente da condição de precipitação e temperatura daquele ano específico de avaliação. Monitoramentos de emissões por dois ou mais anos, possivelmente, gerarão resultados mais robustos no comparativo entre os sistemas de preparo. Nesta mesma linha, a metade dos experimentos tinha a duração de cinco anos ou menos, e talvez futuras avaliações em estágios mais avançados destes experimentos (>10 anos) possam, também, contribuir para ampliar a robustez dos resultados.

Metano em sistemas de manejo

No solo o CH_4 é produzido pelo processo de metanogênese em condição estritamente anaeróbica de potencial redox muito baixo, Eh<-200mV (Topp; Pattey, 1997; Le Mer; Roger, 2001). Os microrganismos metanogênicos são arqueias que mineralizam completamente o substrato orgânico numa sequência de várias reações bioquímicas que podem simplificadamente ser resumidas por:

$$C_6H_{12}O_{6\ (\text{matéria orgânica})} \quad 3\ CO_2 + 3\ CH_4$$ (Le Mer; Roger, 2001) (Figura 3)

Solos hidromórficos como Gleissolos ou solos alagados para cultivo de arroz irrigado, devido a sua baixa difusão de O_2, são propícios para a metanogênese (Le Mer; Roger, 2001; Tate, 2015); mas mesmo solos aerados também podem ter metanogênese, embora de maneira menos intensa e mais localizada em micrositios de anaerobiose (Tate, 2015).

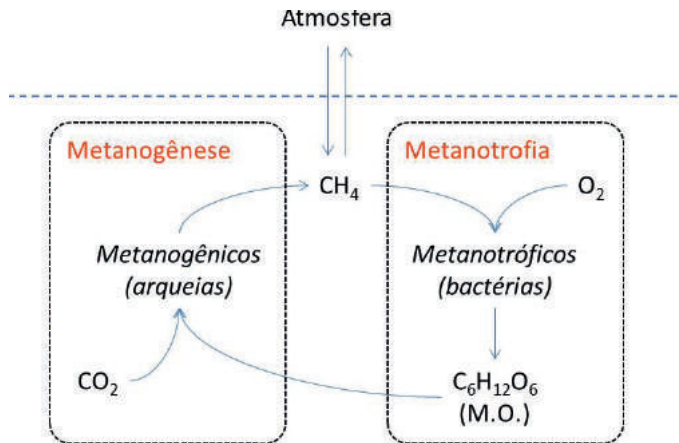



Figura 3. Representação esquemática e simplificada dos processos de metanogênese e metanotrofia no solo.

Fonte: Adptado de Le Mer e Roger (2001).

Outro processo importante relacionado ao CH_4 no solo é a metanotrofia, que é a oxidação do CH_4 até CO_2 por bactérias metanotróficas, que utilizam o CH_4 como fonte de C e energia para seu metabolismo (Figura 3) (Topp; Pattey, 1997; Le Mer; Roger, 2001). Para isso, os metanotróficos dispõem da enzima metano-monooxigenase que catalisa a reação. Como é um processo oxidativo, a metanotrofia depende da disponibilidade de $O_{2,}$ e, por isso, sua ocorrência é mais comum em solos bem aerados/drenados, embora possa

ocorrer até em solos alagados, porém de maneira mais restrita nas zonas aeróbicas (Le Mer; Roger, 2001).

Os processos de metanogênese e metanotrofia são antagônicos, mas podem ocorrer simultaneamente no solo, em zonas distintas, dependendo da disponibilidade de O_2, de forma que nas zonas anaeróbicas ocorre a metanogênese e nas zonas aeróbicas a metanotrofia. Dependendo de qual processo será predominante, o solo como um todo poderá ser fonte ou dreno de CH_4. Quando a metanogênese é maior que a metanotrofia, o excesso de CH_4 é emitido para a atmosfera, ou seja, há uma emissão líquida e o solo é fonte de CH_4. Quando a metanotrofia é maior que a metanogênese, há um consumo líquido de CH_4 no solo; ou seja, o solo é dreno de CH_4, de forma que o CH_4 da atmosfera difunde para dentro do solo, onde então é consumido pelos metanotróficos. Em termos de benefício para a mitigação de emissão de CH_4, nota-se, portanto, que a metanotrofia no solo é um processo desejável.

Em geral, nos solos de várzea, ou em cultivo de arroz irrigado, predomina a metanogênese e estes solos atuam como fontes de CH_4 para a atmosfera. Enquanto isso, nos solos de drenagem livre sob vegetação nativa de floresta, campo ou cerrado a metanotrofia é o processo predominante, e estes solos atuam como drenos ou consumidores de CH_4. Porém, em solos de drenagem livre utilizados para agricultura (geralmente Latossolos, Argissolos, Cambissolos e Nitossolos), o consumo ou a emissão de CH_4 vai depender de condições físicas, químicas e biológicas influenciadas pelo manejo do solo, como o sistema de preparo adotado.

Entre sistemas de preparo do solo, uma discussão atual refere-se ao potencial do solo sob plantio direto em mitigar emissões ou, em outras palavras, aumentar a oxidação de CH_4 a CO_2, em relação ao solo sob preparo convencional. Alguns dos primeiros estudos nesse tema indicavam taxas de consumo de 4-11 vezes maiores no solo sob plantio direto. Esse maior consumo de CH_4 atribuído à maior preservação da estrutura física do solo em plantio direto, leva em conta a possível vulnerabilidade dos microrganismos metanotróficos ao revolvimento do solo (Hütsch, 1998; Ball et al., 1999).

Vários estudos conduzidos posteriormente, principalmente em regiões temperadas, indicaram maior consumo ou menor emissão de CH_4 em plantio direto em relação ao preparo convencional (Ussiri et al., 2009; Jacinthe et al., 2014; Mangalassery et al., 2014; Prajapati; Jacinthe, 2014; Huang et al., 2018). Essa mitigação de CH_4 em plantio direto parece aumentar com o tempo de adoção do sistema, como verificado em áreas com adoção de plantio direto por 48-50 anos (Jacinthe et al., 2014; Prajapati; Jacinthe, 2014). Além do melhor desenvolvimento de metanotróficos em plantio direto, a maior difusão de ar

no solo dada pela melhor condição da estrutura do solo em plantio direto pode estar contribuindo para o maior consumo de CH_4 (Prajapati; Jacinthe, 2014). Nesta mesma linha, embora não reportando consumo de CH_4 no solo, trabalhos de meta-análise globais indicaram diminuições de 15% - 58% na emissão de CH_4 em solo sob plantio direto em relação ao convencional, atribuindo o resultado ao favorecimento do plantio direto aos metanotróficos (Mangalassery et al., 2014; Huang et al., 2018).

Porém, em recentes meta-análises globais, essa vantagem mitigatória do plantio direto sobre CH_4 não ficou evidente. Maucieri et al. (2021) concluíram que em solos aerados os efeitos mitigatórios do plantio direto sobre emissão de CH_4 são inexistentes ou muito fracos em relação ao preparo convencional, e que vantagens do plantio direto estariam mais restritas às áreas alagadas de cultivo de arroz irrigado, onde o plantio direto reduziu, em média, 23% a emissão de CH_4 em relação ao preparo convencional. Enquanto isso, Shakoor et al. (2021) identificaram um aumento geral de 21% na emissão de CH_4 em áreas de plantio direto comparado ao convencional, e atribuíram o resultado a um aumento na densidade do solo, na compactação e porosidade preenchida com água no plantio direto, o que favorece a decomposição anaeróbica da matéria orgânica e produção de CH_4 em micrositios anaeróbicos. Nota-se, portanto, que em nível global os resultados são divergentes e existe certa indefinição acerca do papel do sistema de preparo do solo em mitigar emissão de CH_4. Isso certamente demandará novos estudos e resultados, cobrindo diversas situações de solo, clima e culturas.

No Brasil, muitos estudos indicam não haver diferença no consumo ou emissão de CH_4 entre plantio direto e preparo convencional nas áreas de sequeiro, tanto no Cerrado (Metay et al., 2007; Carvalho et al., 2009; Siqueira-Neto et al., 2011) como na região Sul (Piva et al., 2012; Bayer et al., 2016), indicando não haver mitigação nem contribuição de CH_4 nas lavouras sob plantio direto em relação ao convencional. Porém, em monitoramento de dois anos em um experimento do Sul com mais de 10 anos, Santi et al. (2017) reportaram que o consumo de CH_4 foi 47% maior no plantio direto em relação ao convencional, indicando uma mitigação de CH_4 neste sistema. Com base nestes resultados brasileiros, assim como visto para N_2O, ainda não é possível concluir se o plantio direto mitiga emissões de CH_4 de uma maneira generalizada, mas o que se observa é que pelo menos não há maior emissão de CH_4 no plantio direto, o que não deixa de ser um aspecto positivo. Cabe destacar que este capítulo considerou somente estudos em áreas de sequeiro, sem incluir áreas alagadas de produção de arroz, onde a dinâmica de CH_4 e efeitos de manejo do solo têm suas importantes particularidades (Bayer et al., 2014).

Emissão total de GEE a partir do solo

Para uma análise do potencial de um determinado sistema de manejo em mitigar emissões de GEE a partir do solo, é preciso considerar conjuntamente as emissões de N_2O, CH_4 e CO_2 do solo. Um determinado sistema pode ser eficiente em acumular C no solo em relação a um manejo de referência, resultando em menor emissão de CO_2, mas pode também emitir mais N_2O, que pode neutralizar o beneficio de acúmulo de C no solo (Six et al., 2004). Esta análise também pode se estender para além das emissões de GEE do solo, incluindo emissões de GEE associadas aos insumos e operações agrícolas, como uso de fertilizantes, pesticidas, combustível, irrigação etc. (Lal, 2004; Mosier et al., 2005). Neste capítulo, porém, a análise e a discussão serão somente sobre as emissões de GEE a partir do solo, sem considerar custos de emissões relacionadas com insumos e operações.

Para realizar o cálculo das emissões totais de GEE do solo, as emissões de cada um dos três gases são convertidas para uma unidade comum, como C-CO_2eq (carbono em CO_2 equivalente). Para isso, considera-se o potencial de aquecimento global (PAG) de cada um dos três gases: 1 para CO_2, 34 para CH_4 e 298 para N_2O (IPCC, 2013). Ou seja, 1 kg de CH_4 tem o potencial de aquecimento de 34 kg de CO_2, e 1 kg de N_2O tem o potencial de aquecimento 298 kg de CO_2. No caso de CH_4, muitos estudos também consideraram o PAG de 21 ou 25, conforme os relatórios mais antigos do IPCC. Para CO_2, considera-se geralmente a variação no estoque de C orgânico total do solo, de forma que a redução no estoque representa emissão líquida de CO_2 do solo para a atmosfera, enquanto que o aumento no estoque (sequestro) representa mitigação de CO_2 da atmosfera para o solo.

Um levantamento de informações de estudos brasileiros que avaliaram conjuntamente emissão de N_2O, emissão CH_4 e estoque de C do solo que permitiram o cálculo do balanço da emissão total de GEE a partir do solo é apresentado na Tabela 2. Em todos os estudos a emissão de CO_2 foi negativa em plantio direto em relação ao preparo convencional [$\Delta_{(PD-PC)} < 0$], com valores variando entre -268 e -761 kg C-CO_2eq ha^{-1} ano^{-1}. Isto significa que houve remoção de CO_2 da atmosfera e acúmulo de C no solo sob plantio direto em taxas que variam entre 268 e 761 kg C-CO_2eq ha^{-1} ano^{-1} (Tabela 2). Isto não significa que sempre o plantio direto vai proporcionar acúmulo de C no solo, mas foi o resultado encontrado nestes estudos selecionados que contêm informações sobre os três gases. Com relação ao N_2O, a diferença entre plantio direto e preparo convencional variou de -150 a 89,6 kg C-CO_2eq ha^{-1} ano^{-1}, ou seja, variou de uma mitigação de 150 kg C-CO_2eq ha^{-1} ano^{-1} a uma emissão de 89,6 kg C-CO_2eq ha^{-1} ano^{-1} em relação ao preparo convencional. Para CH_4, a

diferença entre plantio direto e preparo convencional variou de uma mitigação de 7,9 kg C-CO_2eq ha^{-1} ano^{-1} (valor negativo de -7,9 na tabela) até uma emissão líquida de 6,9 kg C-CO_2eq ha^{-1} ano^{-1}. Nota-se que os valores para N_2O e principalmente para CH_4 são bem menores em relação aos de CO_2 (ΔC).

Com a soma dos três gases, obteve-se a emissão total de GEE a partir do solo (Tabela 2). Em todas as situações, o plantio direto teve uma emissão total de GEE menor em relação ao preparo convencional, ou seja, teve uma emissão negativa em relação ao preparo convencional [$\Delta_{(PD-PC)} < 0$], com valores variando entre -283 e -911 kg C-CO_2eq ha^{-1} ano^{-1} (Tabela 2). Isto significa que o plantio direto mitigou a emissão total de GEE do solo em taxas variando entre 283 e 911 kg C-CO_2eq ha^{-1} ano^{-1}. Destes valores totais de mitigação, o acúmulo de C no solo, que representa remoção de CO_2 da atmosfera, contribuiu com proporções elevadas de 82% - 100%, sendo, portanto, o principal fator responsável pela mitigação total de GEE do solo em plantio direto.

Considerando este papel crucial do acúmulo de C no solo na mitigação total de GEE em plantio direto, é correto, portanto, priorizar estratégias de manejo do solo que resultem em maiores taxas de sequestro de C. A mínima mobilização do solo e a consequente menor taxa de mineralização e perda de C (Bayer et al., 2006) é logicamente um fator primordial para esta contribuição mitigadora do plantio direto. Porém, o incremento do aporte de carbono ao solo através de sistemas de culturas de alta produção primária líquida também é outra estratégia de manejo que deve ser igualmente considerada (Conceição et al., 2013; Bayer; Dieckow, 2020). Para um Argissolo do Sul do Brasil, Bayer et al. (2006) estimaram que o plantio direto somente promove sequestro de C quando a taxa anual média de adição de C pelas culturas for maior que 3,9 Mg C ha^{-1} ano^{-1}, um valor equivalente a ~10 Mg MS ha^{-1} ano^{-1} e que se obtém somente com planos de rotação de culturas que incluam aquelas de alto aporte, como por exemplo milho, e plantas de cobertura fechando as janelas de entressafras.

Tabela 2. Taxa de emissão total de gases de efeito estufa (GEE) a partir do solo, considerando as emissões conjuntas de N_2O, CH_4 e CO_2, em plantio direto e preparo convencional de alguns estudos brasileiros (dados adaptados).

Local	Emissão de GEE em kg C-CO_2eq ha^{-1} ano^{-1}			
	N_2O	CH_4	CO_2 (ΔC)*	GEE total
SUL				
Eldorado do Sul-RS, 0-30 cm, aveia-milho (Bayer et al., 2016)				
PD	-9,5	3,8	39,2	33,5
PC	49,1	2,5	307,2	358,8
$\Delta_{(PD-PC)}$	-58.6	1,3	-268,0	-325,3
Eldorado do Sul-RS, 0-30 cm, ervilhaca-milho (Bayer et al., 2016)				
PD	100,9	1,5	-540,7	-438,3
PC	58,5	1,0	0,0	59,5
$\Delta_{(PD-PC)}$	42,4	0,5	-540,7	-497,8
Passo Fundo-RS, 0-20 cm, trigo-soja (Weiler, 2016; Santi et al., 2017)				
PD	266,9	-24,7	-268,0	-25,8
PC	311,6	-16,8	0,0	294,8
$\Delta_{(PD-PC)}$	-44,7	-7,9	-268,0	-320,6
Castro-PR, 0-100 cm, azevém-milho (Piva et al., 2012)				
PD	160,9	9,8	-761,0	-590,3
PC	310,9	10,4	0,0	321,3
$\Delta_{(PD-PC)}$	-150,0	-0,6	-761,0	-911,6
CERRADO				
Goiânia-GO, 0-10 cm (Metay et al., 2007)				
PD	4,1	1,9	-350,0	-344,0
PC	4,7	3,1	0,0	7,8
$\Delta_{(PD-PC)}$	-0,6	-1,2	-350,0	-351,8
Planaltina-DF, 0-40 cm (Figueiredo et al., 2018)				
PD	56,1	0,0¶	-540,0	-483,9
PC	111,3	0,0¶	0,0	111,3
$\Delta_{(PD-PC)}$	-55,2	0,0	-540,0	-595,2
Vilhena-RO, 0-30 cm (Carvalho et al., 2009)				
PD	183,2	-13,8	-380,0	-210,6
PC	93,6	-20,7	0,0	72,9
$\Delta_{(PD-PC)}$	896	6.9	-380,0	-283,5

*Para CO_2, foi assumida a taxa de sequestro de carbono em PD em relação ao PC. Assumido como emissão zero de CH_4, o estudo não avaliou esse gás.

Com respeito aos resultados de N_2O na Tabela 2, quando houve mitigação deste gás no plantio direto em relação ao preparo convencional, esta mitigação contribuiu com 9% - 18% da mitigação total de GEE; e quando houve maior emissão de N_2O no plantio direto, esta essa maior emissão neutralizou (offset) 8% - 23% do acúmulo de C no solo (Tabela 2). Embora N_2O tenha essa participação na mitigação total de GEE ou na neutralização do sequestro de C no solo, essa participação é de somente 25% ou menos em relação à do acúmulo de C no solo (CO_2). Neste caso, o questionamento ou a preocupação se o plantio direto mitiga ou não emissão de N_2O talvez tenha uma relevância comparativamente menor, mas desde que haja acúmulo de C no solo. Porém, isso não exclui a necessidade de estratégias de manejo voltadas para reduzir a emissão de N_2O, como exemplo, o correto manejo da adubação nitrogenada, haja vista que fertilizante nitrogenado é umas das principais fontes de N_2O nos cultivos agrícolas (Snyder et al., 2009; Zanatta et al., 2010).

Para CH_4, nos casos de mitigação em plantio direto isto contribuiu com 0,3% - 2,9% da mitigação total de GEE; e nos casos de maior emissão de CH_4 em plantio direto, isto neutralizou 0,1% - 1,8% do acúmulo de C no solo (Tabela 2). Assim, representa uma participação muito baixa do CH_4 nos processos de mitigação total de GEE ou de neutralização do sequestro de C no solo, indicando que o consumo ou emissão deste gás pelo solo em plantio direto é pouco relevante se comparado com N_2O e principalmente a variação de C no solo. Porém, vale destacar, mais uma vez, que estas são informações de solos aerados para cultivos de sequeiro, e que em solos alagados para cultivo de arroz o papel do CH_4 na mitigação ou contribuição da emissão total de GEE a partir do solo é bastante relevante (Bayer et al., 2014).

Consideração finais

O solo e seu manejo estão diretamente associados com a dinâmica dos três principais GEE: CO_2, CH_4 e N_2O. Quanto ao papel do plantio direto na mitigação destes GEE, em relação ao preparo convencional, há necessidade de se considerar, conjuntamente, as emissões dos três GEE do solo, expressos em kg $C\text{-}CO_2eq$ ha^{-1} ano^{-1}a partir da consideração de seus respectivos potenciais de aquecimento global. Estudos brasileiros demonstram claramente que, na maioria das situações, o plantio direto determina acúmulo de C no solo, e com isso contribui para a mitigação da emissão de CO_2. Este acúmulo de C contribui com mais 80% da mitigação total de GEE do solo proporcionada pelo plantio direto, em comparação a solos em preparo convencional.

Quanto ao N_2O e CH_4, ainda não é possível concluir se o plantio direto mitiga ou não emissões destes gases de uma maneira generalizada em relação ao

convencional, pois existem importantes variações entre os resultados dos estudos. Em algumas situações a menor emissão N_2O em plantio direto contribuiu com 9% - 18% da mitigação total de GEE, e em outras a maior emissão neutralizou 8% - 23% do acúmulo de C no solo. Para CH_4, a contribuição para a mitigação total de GEE ou para a neutralização de acúmulo C no solo foi ainda menor.

Conclui-se que o principal fator responsável pela mitigação total de GEE do solo em plantio direto é o acúmulo de C no solo, e que estratégias de manejo para incrementar este acúmulo devem ser incentivadas, como a adoção de sistemas de culturas de alta produção primária líquida nos solos já em plantio direto. Mas, embora N_2O e CH_4 tenham participações menores neste balanço total de GEE do solo, novos estudos devem ser conduzidos no sentido de melhor entender o efeito do plantio direto sobre os mesmos, e a partir disso dar suporte para práticas de manejo voltadas a mitigar de maneira mais significativa a emissão destes dois gases.

Referências

BAGGS, E. M.; REES, R. M.; SMITH, K. A.; VINTEN, A. J. A. Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. **Soil Use and Management,** v. 16, p. 82-87, 2000. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2000.tb00179.x.

BAGGS, E. M.; STEVENSON, M.; PIHLATIE, M.; REGAR, A.; COOK, H.; CADISCH, G. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertiliser under zero and conventional tillage. **Plant and Soil,** v. 254, p. 361-370, 2003. DOI: https://doi.org/10.1023/A:1025593121839.

BALL, B. C.; SCOTT, A.; PARKER, J. P. Field N_2O, CO_2 and CH_4 fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. **Soil & Tillage Research,** v. 53, p. 29-39, 1999. DOI: https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00074-4.

BATEMAN, E. J.; BAGGS, E. M. Contributions of nitrification and denitrification to N_2O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils,** v. 41, p. 379-388, 2005. DOI: https://doi.org/10.1007/s00374-005-0858-3.

BAYER, C.; COSTA, F. D. S.; PEDROSO, G. M.; ZSCHORNACK, T.; CAMARGO, E. S.; DE LIMA, M. A.; FRIGHETO, R. T. S.; GOMES, J.; MARCOLIN, E.; MUSSOI MACEDO, V. R. Yield-scaled greenhouse gas emissions from flood irrigated rice under long-term conventional tillage and no-till systems in a Humid Subtropical climate. **Field Crops Research,** v. 162, p. 60-69, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.fcr.2014.03.015.

BAYER, C.; DIECKOW, J. Lessons learnt from long-term no-till systems regarding soil management in humid tropical and subtropical regions. In: DANG, Y. P., DALAL, R. C., MENZIES, N. W. (ed.). **No-till Farming Systems for Sustainable Agriculture: Challenges and Opportunities**. Cham: Springer International Publishing, 2020. p. 437-457.

BAYER, C.; GOMES, J.; ZANATTA, J. A.; VIEIRA, F. C. B.; DIECKOW, J. Mitigating greenhouse gas emissions from a subtropical Ultisol by using long-term no-tillage in combination with legume cover crops. **Soil & Tillage Research,** v. 161, p. 86-94, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2016.03.011.

BAYER, C.; GOMES, J.; ZANATTA, J. A.; VIEIRA, F. C. B.; PICCOLO, M. D. C.; DIECKOW, J.; SIX, J. Soil nitrous oxide emissions as affected by long-term tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in Southern Brazil. **Soil & Tillage Research,** v. 146, p. 213-222, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2014.10.011.

BAYER, C.; LOVATO, T.; DIECKOW, J.; ZANATTA, J. A.; MIELNICZUK, J. A method for estimating coefficients of soil organic matter dynamics based on long-term experiments. **Soil & Tillage Research,** v. 91, p. 217-226, 2006. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2005.12.006.

BRASIL. **Quarta comunicação nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Vol. I**. Brasília: MCTI, 2021.

BREVILIERI, R. C. **Carbono, nitrogênio e fluxos de N_2O e CH_4 em Latossolo subtropical sob sistemas de preparo e níveis de adubação.** 2016. 75 f. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Paraná, Curitibva. tirar o negrito de Tese (Doutorado)

BUTTERBACH-BAHL, K.; BAGGS, E. M.; DANNENMANN, M.; KIESE, R.; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? **Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences,** v. 368, 20130122, 2013. DOI: https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0122.

CAMPANHA, M. M.; DE OLIVEIRA, A. D.; MARRIEL, I. E.; NETO, M. M. G.; MALAQUIAS, J. V.; LANDAU, E. C.; DE ALBUQUERQUE, M. R.; RIBEIRO, F. P.; DE CARVALHO, A. M. Effect of soil tillage and N fertilization on N_2O mitigation in maize in the Brazilian Cerrado. **Science of the Total Environment,** v. 692, p. 1165-1174, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.315.

CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M. C.; GODINHO, V. P.; CERRI, C. C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil & Tillage Research,** v. 103, p. 342-349, 2009. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2008.10.022.

CHATSKIKH, D.; OLESEN, J. E. Soil tillage enhanced CO_2 and N_2O emissions from loamy sand soil under spring barley. **Soil & Tillage Research,** v. 97, p. 5-18, 2007. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2007.08.004.

CONCEIÇÃO, P. C.; DIECKOW, J.; BAYER, C. Combined role of no-tillage and cropping systems in soil carbon stocks and stabilization. **Soil & Tillage Research,** v. 129, p. 40-47, 2013. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2013.01.006.

FENG, J. F.; LI, F. B.; ZHOU, X. Y.; XU, C. C.; JI, L.; CHEN, Z. D.; FANG, F. P. Impact of agronomy practices on the effects of reduced tillage systems on CH_4 and N_2O emissions from agricultural fields: A global meta-analysis. **Plos One,** v. 13, e0196703, 2018. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196703.

FIGUEIREDO, C. C.; OLIVEIRA, A. D.; SANTOS, I. L.; FERREIRA, E. A. B.; MALAQUIAS, J. V.; SA, M. A. C.; CARVALHO, A. M.; SANTOS, J. D. D. Relationships between soil organic matter pools and nitrous oxide emissions of agroecosystems in the Brazilian Cerrado. **Science of the Total Environment,** v. 618, p. 1572-1582, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.333.

FIORINI, A.; MARIS, S. C.; ABALOS, D.; AMADUCCI, S.; TABAGLIO, V. Combining no-till with rye (*Secale cereale* L.) cover crop mitigates nitrous oxide emissions without decreasing yield. **Soil & Tillage Research,** v. 196, 104442, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104442.

FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E. A. Microbial basis of NO and N_2O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M. O., SCHIMEL, D. (ed.). **Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere**. Wiley, 1989. p. 7-21.

GRAVE, R. A.; NICOLOSO, R. D.; CASSOL, P. C.; DA SILVA, M. L. B.; MEZZARI, M. P.; AITA, C.; WUADEN, C. R. Determining the effects of tillage and nitrogen sources on soil N_2O emission. **Soil & Tillage Research,** v. 175, p. 1-12, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2017.08.011.

GREGORICH, E. G.; ROCHETTE, P.; ST-GEORGES, P.; MCKIM, U. F.; CHAN, C. Tillage effects on N_2O emission from soils under corn and soybeans in Eastern Canada. **Canadian Journal of Soil Science,** v. 88, p. 153-161, 2008. DOI: https://doi.org/10.4141/CJSS06041.

HUANG, Y. W.; REN, W.; WANG, L. X.; HUI, D. F.; GROVE, J. H.; YANG, X. J.; TAO, B.; GOFF, B. Greenhouse gas emissions and crop yield in no-tillage systems: A meta- analysis. **Agriculture Ecosystems & Environment,** v. 268, p. 144-153, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.09.002.

HÜTSCH, B. W. Tillage and land use effects on methane oxidation rates and their vertical profiles in soil. **Biology and Fertility of Soils,** v. 27, p. 284-292, 1998. DOI: https://doi.org/10.1007/s003740050435.

IPCC - Intergovernamental Panel on Climate Change. **Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, 2021.

IPCC - Intergovernamental Panel on Climate Change. **Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)] - Technical Summary.** Cambridge: Cambridge University Press, 2013.

JACINTHE, P. A.; DICK, W. A.; LAL, R.; SHRESTHA, R. K.; BILEN, S. Effects of no-till duration on the methane oxidation capacity of Alfisols. **Biology and Fertility of Soils,** v. 50, p. 477-486, 2014. DOI: https://doi.org/10.1007/s00374-013-0866-7.

JANTALIA, C. P.; SANTOS, H. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems,** v. 82, p. 161-173, 2008. DOI: https://doi.org/10.1007/s10705-008-9178-y.

LAL, R. Carbon emission from farm operations. **Environment International,** v. 30, p. 981-990, 2004. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.03.005.

LE MER, J.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. **European Journal of Soil Biology,** v. 37, p. 25-50, 2001. DOI: https://doi.org/10.1016/S1164-5563(01)01067-6.

MACKENZIE, A. F.; FAN, M. X.; CADRIN, F. Nitrous oxide emission as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations and nitrogen fertilization. **Canadian Journal of Soil Science,** v. 77, p. 145-152, 1997. DOI: https://doi.org/10.4141/S96-104.

MALHI, S. S.; LEMKE, R. Tillage, crop residue and N fertilizer effects on crop yield, nutrient uptake, soil quality and nitrous oxide gas emissions in a second 4-yr rotation cycle. **Soil & Tillage Research,** v. 96, p. 269-283, 2007. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2007.06.011.

MANGALASSERY, S.; SJOGERSTEN, S.; SPARKES, D. L.; STURROCK, C. J.; CRAIGON, J.; MOONEY, S. J. To what extent can zero tillage lead to a reduction in greenhouse gas emissions from temperate soils? **Scientific Reports,** v. 4, 4586, 2014. DOI: https://doi.org/10.1038/srep04586.

MAUCIERI, C.; TOLOMIO, M.; MCDANIEL, M. D.; ZHANG, Y. J.; ROBATJAZI, J.; BORIN, M. No-tillage effects on soil CH4 fluxes: A meta-analysis. **Soil & Tillage Research,** v. 212, 105042, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105042.

MEI, K.; WANG, Z. F.; HUANG, H.; ZHANG, C.; SHANG, X.; DAHLGREN, R. A.; ZHANG, M. H.; XIA, F. Stimulation of N2O emission by conservation tillage management in agricultural lands: A meta-analysis. **Soil & Tillage Research,** v. 182, p. 86-93, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2018.05.006.

METAY, A.; OLIVER, R.; SCOPEL, E.; DOUZET, J. M.; ALVES MOREIRA, J. A.; MARAUX, F.; FEIGL, B. J.; FELLER, C. N_2O and CH_4 emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiania (Cerrados, Brazil). **Geoderma,** v. 141, p. 78-88, 2007. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.05.010.

MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; PETERSON, G. A.; ROBERTSON, G. P.; SHERROD, L. Measurement of net global warming potential in three agroecosystems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems,** v. 72, p. 67-76, 2005. https://doi.org/10.1007/s10705-004-7356-0.

MUTEGI, J. K.; MUNKHOLM, L. J.; PETERSEN, B. M.; HANSEN, E. M.; PETERSEN, S. O. Nitrous oxide emissions and controls as influenced by tillage and crop residue management strategy. **Soil Biology & Biochemistry,** v. 42, p. 1701-1711, 2010. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.06.004.

NOAA. **Trends in CO_2, CH_4, N_2O, SF_6**. Disponível em: https://gml.noaa.gov/ccgg/. Acesso em: 10 ago 2021.

OMONODE, R. A.; SMITH, D. R.; GÁL, A.; VYN, T. J. Soil nitrous oxide emissions in corn following three decades of tillage and rotation treatments. **Soil Science Society of America Journal,** v. 75, p. 152-163, 2011. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0147.

PARKIN, T. B. Soil microsites as a source of denitrification variability. **Soil Science Society of America Journal,** v. 51, p. 1194-1199, 1987. https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100050019x.

PASSIANOTO, C. C.; AHRENS, T.; FEIGL, B. J.; STEUDLER, P. A.; DO CARMO, J. B.; MELILLO, J. M. Emissions of CO_2, N_2O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondonia, Brazil. **Biology and Fertility of Soils,** v. 38, p. 200-208, 2003. DOI: https://doi.org/10.1007/s00374-003-0653-y.

PAWLOWSKI, A.; PAWLOWSKA, M.; PAWLOWSKI, L. Mitigation of greenhouse gases emissions by management of terrestrial ecosystem. **Ecological Chemistry and Engineering S-Chemia I Inzynieria Ekologiczna S,** v. 24, p. 213-221, 2017. https://doi.org/10.1515/eces-2017-0014.

PEREGO, A.; WU, L.; GEROSA, G.; FINCO, A.; CHIAZZESE, M.; AMADUCCI, S. Field evaluation combined with modelling analysis to study fertilizer and tillage as factors affecting N_2O emissions: A case study in the Po valley (Northern Italy). **Agriculture, Ecosystems & Environment,** v. 225, p. 72-85, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.003.

PIVA, J. T.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; DE MORAES, A.; PAULETTI, V.; TOMAZI, M.; PERGHER, M. No-till reduces global warming potential in a subtropical Ferralsol. **Plant and Soil,** v. 361, p. 359-373, 2012. https://doi.org/10.1007/s11104-012-1244-1.

PRAJAPATI, P.; JACINTHE, P. A. Methane oxidation kinetics and diffusivity in soils under conventional tillage and long-term no-till. **Geoderma,** v. 230, p. 161-170, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.04.013.

ROCHETTE, P. No-till only increases N_2O emissions in poorly-aerated soils. **Soil & Tillage Research,** v. 101, p. 97-100, 2008. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2008.07.011.

SANTI, A.; SANTOS, H. P. D.; BAYER, C.; DALMAGO, G. A.; BONA, F. D. D. **Estimativa da emissão de gases de efeito estufa e da volatilização de amônia em sistemas de manejo de solo e de sucessão/rotação de culturas com trigo**. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2017. 10 p. (Circular Técnica 32).

SHAKOOR, A.; SHAHBAZ, M.; FAROOQ, T. H.; SAHAR, N. E.; SHAHZAD, S. M.; ALTAF, M. M.; ASHRAF, M. A global meta-analysis of greenhouse gases emission and crop yield under no-tillage as compared to conventional tillage. **Science of the Total Environment,** v. 750, 142299, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142299.

SIQUEIRA-NETO, M.; PICCOLO, M. D.; COSTA, C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Emissão de gases do efeito estufa em diferentes usos da terra no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo,** v. 35, p. 63-76, 2011. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000100006.

SIX, J.; OGLE, S. M.; BREIDT, F. J.; CONANT, R. T.; MOSIER, A. R.; PAUSTIAN, K. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. **Global Change Biology,** v. 10, p. 155-160, 2004. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00730.x.

SNYDER, C. S.; BRUULSEMA, T. W.; JENSEN, T. L.; FIXEN, P. E. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. **Agriculture Ecosystems & Environment,** v. 133, p. 247-266, 2009. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.021.

TATE, K. R. Soil methane oxidation and land-use change - from process to mitigation. **Soil Biology & Biochemistry,** v. 80, p. 260-272, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.10.010.

TOPP, E.; PATTEY, E. Soils as sources and sinks for atmospheric methane. **Canadian Journal of Soil Science,** v. 77, p. 167-178, 1997. DOI: https://doi.org/10.4141/S96-107.

UNFCCC. **Greenhouse Gas Inventory Data - Detailed data by Party**. Disponível em: https://di.unfccc.int/detailed_data_by_party. Acesso em: 20 jan. 2020.

USSIRI, D. A. N.; LAL, R.; JARECKI, M. K. Nitrous oxide and methane emissions from long-term tillage under a continuous corn cropping system in Ohio. **Soil & Tillage Research,** v. 104, p. 247-255, 2009. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2009.03.001.

VAN KESSEL, C.; VENTEREA, R.; SIX, J.; ADVIENTO-BORBE, M. A.; LINQUIST, B.; VAN GROENIGEN, K. J. Climate, duration, and N placement determine N_2O emissions in reduced tillage systems: a meta-analysis. **Global Change Biology,** v. 19, p. 33-44, 2013. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02779.x.

WEILER, D. A. **Biomassa. estoques de carbono e gases de efeito estufa em sistemas de manejo e cenários climáticos futuros (Tese de Doutorado)**. 2016. 111 f. - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

WRAGE, N.; VELTHOF, G. L.; VAN BEUSICHEM, M. L.; OENEMA, O. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. **Soil Biology & Biochemistry,** v. 33, p. 1723-1732, 2001. DOI: https://doi.org/10.1016/s0038-0717(01)00096-7.

YUAN, M. W.; GREER, K. D.; NAFZIGER, E. D.; VILLAMIL, M. B.; PITTELKOW, C. M. Soil N2O emissions as affected by long-term residue removal and no-till practices in continuous corn. **Global Change Biology Bioenergy,** v. 10, p. 972-985, 2018. DOI: https://doi.org/10.1111/gcbb.12564.

ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; VIEIRA, F. C. B.; GOMES, J.; TOMAZI, M. Nitrous oxide and methane fluxes in South Brazilian Gleysol as affected by nitrogen fertilizers. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo,** v. 34, p. 1653-1665, 2010. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000500018.

ZHU, X.; BURGER, M.; DOANE, T. A.; HORWATH, W. R. Ammonia oxidation pathways and nitrifier denitrification are significant sources of N₂O and NO under low oxygen availability. **Proceedings of the National Academy of Sciences,** v. 110, p. 6328-6333, 2013. DOI: https://doi.org/10.1073/pnas.1219993110.

A cana-de-açúcar e suas relações com a matéria orgânica do solo

Nilza Patrícia Ramos
Cristiano Alberto de Andrade
Raffaella Rossetto
Adriana Marlene Moreno Pires

Introdução

A cana-de-açúcar é um dos destaques na agricultura brasileira, ocupando 9,9 milhões de hectares de área plantada na safra 2020/21 (CONAB, 2021a). Com isto, conquistou a terceira posição entre os produtos que mais contribuíram para o valor bruto da produção em 2020, que alcançou um total de R$580 bilhões. Esse bom desempenho da cultura nos campos agronômico e econômico, entretanto, deve agora perseguir/alcançar patamares de excelência socioambientais, com destaque para critérios que consideram o balanço de carbono (C) e a responsabilidade climática.

O C contido na matéria orgânica do solo é um dos importantes compartimentos para a contabilidade do carbono com vistas ao desempenho ambiental de produtos e a aferição do alcance de metas setoriais, regionais ou nacionais de redução na emissão de gases de efeito estufa. A matéria orgânica, já há muito tempo, é monitorada nos talhões de produção de cana-de-açúcar, seja para uma estimativa aproximada da disponibilidade nitrogênio (N) para a cultura, seja como referência empírica associada à maior ou menor sustentabilidade da produção. Há que se considerar, nesse sentido, que a cana-de-açúcar, introduzida em solo brasileiro a partir do ano de 1532, logo após o descobrimento (Figueiredo, 2008), traz uma certa variação no manejo agrícola, com fortes impactos na matéria orgânica do solo. É essencial, também, posicionar a cultura canavieira como importante *driver* na busca por balanços de C mais favoráveis na agricultura brasileira, inclusive como parte do esforço nacional de mitigação das mudanças climáticas. Esse posicionamento se deve tanto às características de semi-perenidade da cultura e alto potencial de produção de biomassa, como pela geração de bioprodutos (etanol, bioplástico

e outros compostos da química verde) que substituem compostos da matriz fóssil, além do reaproveitamento praticamente total dos resíduos agrícolas e industriais, como fonte de energia, matéria orgânica para o solo, e de nutrientes para as plantas.

Neste capítulo, a relação do cultivo da cana-de-açúcar com a matéria orgânica do solo será tratada em tópicos sequenciais que consideram contribuições: (i) da biomassa vegetal que fica no campo, promovendo o enriquecimento da matéria orgânica do solo; (ii) dos resíduos agroindustriais, que retornam ao campo como fonte de matéria orgânica e nutrientes; e, (iii) das práticas de manejo que impactam positiva ou negativamente a produção de biomassa e resíduos, bem como a estabilização da matéria orgânica do solo. Ao final é apresentado um balanço simplificado de carbono na produção de cana-de-açúcar, usando as principais entradas e saídas.

A planta de cana-de-açúcar e a ciclagem de nutrientes

A cana-de-açúcar pertence à família Poaceae e os materiais comerciais, atualmente plantados, são híbridos de várias espécies do gênero *Saccharum*, com ciclo de desenvolvimento perene (Scarpari; Beauclair, 2008). No Brasil, é explorada como semi-perene, para maior aproveitamento do potencial de produção de colmos, que tende a cair em função da queda na qualidade do manejo ao longo do tempo, e não necessariamente do envelhecimento da touceira (Marin et al., 2019).

Um ciclo médio de produção da cana-de-açúcar, na região Centro-Sul do Brasil (maior produtora), possui cerca de cinco cortes (CONAB, 2017), com rendimento médio de colmos da ordem de 76 t ha^{-1} ano^{-1}, considerando-se a média das safras 2016 até 2020 (CONAB, 2021a), mas com valores superiores a 150 t ha^{-1} em muitas áreas de cana-planta ou cana irrigada (Marin et al., 2019). Este volume de biomassa exportado do campo é apenas parte do material vegetal produzido pela cana. A outra parte é residual do sistema aéreo, formada pelo ponteiro e pelas folhas secas ainda presas à planta, que formarão a palha após a colheita da cana crua (sem queima prévia para despalha). Após a colheita crua, essa palha é mantida sobre o solo e passa a compor, juntamente com o sistema aéreo da cana em rebrota e desenvolvimento, o que se denomina de biomassa acima do solo (Figura 1). O sistema radicular, constituído por rizoma e raízes, compõe a biomassa abaixo da superfície do solo (Figura 1).

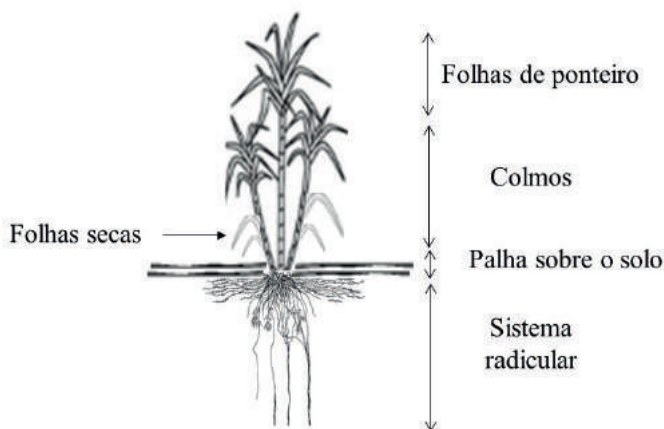



Figura 1. Esquema de distribuição da biomassa na planta de cana-de-açúcar, com os compartimentos acima do solo (folhas de ponteiro + folhas secas + colmos + palha da colheita anterior) e abaixo do solo (sistema radicular).
Fonte: Criação dos autores.

A biomassa total produzida depende, essencialmente, do material genético plantado (variedade), do ciclo da cultura (cana-planta ou soca), do ambiente de produção (clima e solo) e das práticas de manejo adotadas (Bordonal et al., 2018a). Na literatura, são vastos os resultados de produtividade de colmos, representados em toneladas de colmo por hectare (TCH), enquanto a disponibilidade de informações dos demais componentes da planta é mais escassa. Nesse sentido, um compilado de valores da literatura para produtividade de colmos (variando de 43 a 142 t ha^{-1}), biomassa seca de colmos (variando de 15,5 a 38,0 t ha^{-1}), biomassa seca de palha (ponteiros + folhas secas) (variando de 7,9 a 16,5 t ha^{-1}) e biomassa seca de raízes (variando de 0,86 a 5,20 t ha^{-1}) são apresentados na Tabela 1. A produtividade média da cana-de-açúcar recuperada a partir das fontes bibliográficas foi de 98 t colmos ha^{-1} e os valores médios de biomassa, em base seca, de colmos, palha e raízes foram, respectivamente, de 26,3; 12,2; e 2,7 t ha^{-1}, num total de biomassa produzida igual a 41,2 t ha^{1}.

Tabela 1. Produtividade de colmos e valores de biomassa seca de colmos, palha e raízes de algumas variedades de cana-de-açúcar.

Variedade	Produtividade de colmos	Biomassa seca			Fonte bibliográfica
		Colmos	Palha [1]	Raízes [2]	
	t ha^{-1}				
RB-85.5156	-	-	-	3,8	Faroni (2004)
SP-85.5536	77	-	-	4,6	Franco et al. (2007)
SP-81.3250	142	38,0	8,7	2,3	Franco et al. (2010)
-	80	-	14,0	-	Figueiredo e La Scala (2011)
-		33,7	13,6	5,2	Cabral et al. (2013)
SP-81.3250	107	-	12,6	1,6	Carvalho et al. (2013)
RB-85.5453	120	-	-	0,9	Souza et al. (2014)
SP-89.1115	-	15,5	8,4	2,5	Vieira-Megda et al. (2015)
SP-81.3250	-	21,9	10,7	-	Ferreira et al. (2016)
RB-96.6928	105	-	-	1,4	Rossi Neto et al. (2018)
RB-96.6928	106	-	-	3,1	Barbosa et al. (2018)
RB96-6928	127	-	13,3	-	Bordonal et al. (2018b)
CTC14	83	-	16,0	-	Lisboa et al. (2018)
RB-86.7515	43	-	14,4	-	Lisboa et al. (2018)
RB-86.7515	100	-	-	2,5	Esteban et al. (2019)
-		26,7	16,5	-	Boschiero et al. (2019)
CTC14	100	30,1	7,9	-	Cherubin et al. (2019)
RB-86.7515	60	18,1	9,8	-	Cherubin et al. (2019)
CTC14	120	-	-	2,7	Melo et al. (2020)

[1]Folhas verdes/ponteiros + folhas secas/mortas. [2]Valores de raízes excluídos dos rizomas

O colmo, que é o componente exportado na colheita, é o que tem maior contribuição na biomassa total, que representa de 60% a 70%. A palha é o segundo componente em contribuição na biomassa de 20% a 30%, seguido pelas raízes de 10% a 20%, sendo que nesse caso, ambos permanecem no campo. Portanto, a soma da palha com as raízes pode retornar ao solo mais de 30% da biomassa total, o que, em termos quantitativos, é bastante substancial, algo entre 8,8 e 20,7 t ha^{-1} (Tabela 1). O material que fica no campo se decompõe ao longo dos ciclos subsequentes da cana-de-açúcar, devolvendo C, macro e micronutrientes ao solo, ao que se denomina "ciclagem de nutrientes". Esse processo faz parte da dinâmica da matéria orgânica do solo, considerando as várias frações componentes, como a matéria orgânica particulada, a matéria

orgânica associada aos minerais e a matéria orgânica dissolvida (Dick et al., 2009). Os nutrientes mineralizados no solo ficam passíveis de absorção pelas plantas, imobilização na biomassa microbiana ou de perdas no sistema.

O potencial de ciclagem de nutrientes da palha, mantida após a colheita mecanizada, varia não só em relação ao total de biomassa seca deste material, mas também de acordo com a sua composição, principalmente proporção entre ponteiros e folhas secas. Isso porque os teores de nutrientes dos ponteiros são superiores aos das folhas secas (Carvalho et al., 2013). Menandro et al. (2017), ao estudar quatro variedades de cana-de-açúcar (RB-85.5453, RB96.6928, RB-86.7515 e IACSP-95.500), em diferentes cortes e locais, verificaram proporções entre ponteiros e folhas secas na palha variando de 29:71 a 50:50, e teores de N, P e K, respectivamente, duas, seis e cinco vezes maiores nos ponteiros, em relação às folhas secas.

No campo, não é possível distinguir os ponteiros das folhas secas após a colheita mecanizada (Figura 2), principalmente em sistemas de colheita com uso de picadores no despontador da colhedora. Com isso, a título de estimativas da contribuição da palha para o sistema solo-planta, pode-se considerar que esta apresenta composição nutricional média, entre 4,7 e 5,4 g kg^{-1} de N (Ramos et al., 2016; Menandro et al., 2017), 1,3 g kg^{1} de P e 7,4 g kg^{-1} de K (Menandro et al., 2017). Com base nesses teores e na quantidade média de palha calculada com os valores da Tabela 1, estima-se que há potencial para mineralização de cerca de 62,0 kg ha^{-1} de N, e 16,5 kg ha^{-1} de P, além da disponibilização de 90,3 kg ha^{1} de K, a partir dessa biomassa residual.

Fotos: Nilza Patrícia Ramos

Figura 2. Operação de colheita mecanizada, com deposição de palha sobre o solo.

Em relação às raízes, a literatura é restrita em citar valores. Utilizando-se o teor 11,2 g kg^{1} de N (média de 250 amostras analisadas no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental – LBA da Embrapa Meio Ambiente) e 8,0 g kg^{-1} de K (Silveira et al., 2015), estima-se que o potencial de disponibilização desses nutrientes seja de aproximadamente 30 kg ha^{-1} de N, e 16 kg ha^{-1} de K, a partir da biomassa de raízes (Tabela 1). Assim, estima-se que palha+raízes da cana-de-açúcar retornem ao solo, em média, 92 kg ha^{-1} de N, e 106 kg ha^{1} de K.

Cabe destacar que a disponibilização de cada nutriente, a partir da ciclagem da palha, tem sua própria dinâmica temporal e pode não acompanhar o processo de decomposição desta biomassa (Carvalho et al., 2017a). O potássio é um exemplo típico, pois é disponibilizado logo no início do processo de decomposição, pela ação das águas da chuva que lava a biomassa sobre o solo (Franco et al., 2013), podendo ser aproveitado pela cultura no mesmo ciclo de crescimento (Vitti et al., 2010).

O N, que à semelhança do potássio, também é extraído em grande quantidade na produção de colmos (1,0-1,2 kg N t^{-1} de colmos), pode ficar imobilizado na palha por períodos mais longos, sendo pouco aproveitado pela planta no ciclo imediatamente após a deposição da palha na superfície do solo, podendo neste período, inclusive, imobilizar nitrogênio do solo (Fortes et al., 2013). Isto ocorre porque a palha possui relação C:N alta, >90:1 (Gava et al., 2005, Ramos et al., 2016) e a comunidade microbiana decompositora precisa do N disponível no solo (se houver) para complementar a baixa oferta de N da palha. Nesse caso, há um período transiente de imobilização parcial de N do solo, até que seja atingido um novo equilíbrio com a matéria orgânica do solo (Trivelin et al., 2013). Considerando que as plantas não aproveitarão o N em períodos curtos após a deposição da palha, é justamente o enriquecimento da matéria orgânica do solo, a longo prazo, que constitui o maior potencial de contribuição em N (Carvalho et al., 2017a).

Com base no teor médio de C na palha de cana-de-açúcar igual a 465 g kg^{-1} (média de 2.205 amostras analisadas no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental – LBA da Embrapa Meio Ambiente), combinada à biomassa de 12,2 t ha^{-1} de palha (Tabela 1), pode-se estimar em cerca de 5.673 kg ha^{-1} a quantidade de C depositada via palha após a colheita. A dinâmica desse C da palha, que apresenta elevada relação C:N, pode ser ensaiada usando-se como fundamento a estequiometria da respiração aeróbia, na qual, após atingida a relação C:N de 30:1, dois terços do C são liberados na forma de CO_2 e um terço fica na biomassa microbiana, admitindo-se que este último é passível de estabilização na forma de húmus. O que acontece com o C da palha no processo de decomposição em que a relação C:N sai de um inicial de 90:1 e

o que alcança, após certo período de tempo (> 1 ano) (Ramos et al., 2016)? A resposta é variável, pois se não houver imobilização alguma de N na palha, todo o C entre 90:1 e 30:1 é perdido na forma de CO_2, em função da atividade microbiana de respiração do C da palha e manutenção do N na biomassa microbiana. Caso ocorra imobilização de N na palha, que alteraria a relação C:N inicial, por exemplo, as perdas de C via respiração (liberação de CO_2) serão reduzidas proporcionalmente à quantidade de N imobilizada.

Admitindo-se que 5.673 kg C ha^{-1} sejam depositados via palha, com relação C:N de 90:1, até alcançar 30:1, seriam liberados 3.782 kg C ha^{-1} via CO_2. A partir desse ponto, com a palha apresentando relação C:N de 30:1, dois terços do C residual na palha seriam ainda liberados como CO_2 (1.261 kg C ha^{-1}), e 630 kg C ha^{-1} seria estabilizado na forma de húmus. Essa estimativa simples não contempla outros mecanismos de estabilização da matéria orgânica do solo, como proteção física e ligação química (Six et al., 2002), que podem ser importantes em solos de textura média a argilosa, além de, conforme mencionado, negligenciar a imobilização de N do solo.

No entanto, a estimativa dá uma noção de valores mínimos esperados de incremento de C no solo em função da deposição da palha e da qualidade dessa palha (relação C:N), podendo-se, por exemplo, dobrar a estabilização de C no solo caso a relação C/N caia pela metade do valor inicial de 90:1, devido ao uso de fertilização nitrogenada, palha sobre palha de cultivos anteriores, aplicação de resíduos ricos em N, como cama-de-frango, e outros. Os 630 kg C ha^{1}, estabilizados a partir dos 5.673 kg C ha^{-1} e depositados via palha, representam 11% do total. Este valor é bastante próximo do estimado por Robertson e Thorburn (2007), superior aos 5,6% obtidos por Sousa Júnior et al. (2018), mas cerca da metade a um terço do que foi encontrado por Segnini et al. (2013) e Tenelli et al. (2021). De fato, existem variações nas taxas de acúmulo de C em função do próprio aporte de palha (Segnini et al., 2013), que controla outros fatores como umidade e temperatura do solo, do uso ou não de plantas de cobertura/adubo verde na reforma (Sousa Júnior et al., 2018) e da textura do solo (La Scala et al., 2012; Tenelli et al., 2021) dentre outros. Taxas de acúmulo anual de C no solo em áreas com cana-de-açúcar, colhida mecanicamente, com manutenção da palha no campo, têm variado entre 0,36 e algo um pouco superior a 2,0t ha^{-1} (Robertson; Thorburn, 2007; Cerri et al., 2011; Segnini et al., 2013; Sousa Júnior et al., 2018; Tenelli et al., 2019). Porém há um reconhecido efeito deletério do preparo do solo na reforma do canavial, que pode comprometer de 80% a 100% do incremento médio anual (La Scala et al., 2012), embora o preparo reduzido (Segnini et al., 2013; Tenelli et al., 2019) e o uso de adubo verde na reforma podem mitigar as perdas (Bordonal et al., 2018a).

Os resíduos agroindustriais

O colmo é o produto de entrada na agroindústria canavieira, a partir do qual se extrai o caldo que contêm açúcares. A sacarose é a base para a produção do açúcar e do etanol (41,3 milhões t e 29,7 bilhões L, na safra 2020-21, segundo CONAB, 2021b). Entretanto, vários resíduos gerados na produção de açúcar e/ou etanol foram valorizados ao longo do tempo, devido à possibilidade de reuso na geração de energia e na reposição de nutrientes no campo, dentre outros usos. Assim, após a entrada de 1 t de cana nas moendas, são produzidos em média 110 kg de açúcar, de 13 a 80 L de etanol (a depender do mix), 220 kg de bagaço, 35 kg de torta de filtro, 10 kg de cinzas, e 156 a 1040 L de vinhaça (Rossetto et al., 2018).

O bagaço é aproveitado, em quase sua totalidade para geração de bioeletricidade em 413 termoelétricas do setor sucroenergético que, em janeiro de 2022, atingiu 12.021 MW em potência instalada (UNICA, 2022). Já a vinhaça, a torta de filtro, e as cinzas são os resíduos que retornam para o campo como fonte de nutrientes para as plantas e matéria orgânica para o solo. Estes resíduos são usados como adubo orgânico no Brasil há longa data, atribuindo-se ao seu uso frequente parte do sucesso na manutenção da produtividade, observada ao longo dos anos nos campos cultivados com cana-de-açúcar, comparativamente, ao que ocorre em outros países (Rossetto et al., 2008).

Dados quantitativos estimados de vinhaça e de torta de filtro disponibilizados em uma safra canavieira e os respectivos teores de carbono e nutrientes são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Volume de vinhaça e quantidade de torta de filtro produzidos na safra 2020-21 e estimativas de carbono, nitrogênio, fósforo e potássio, potencialmente retornados anualmente às lavouras de produção de cana-de-açúcar.

Resíduo	Volume ou quantidade	C	N	P_2O_5	K_2O	C	N	P_2O_5	K_2O
	milhões de m^3	________ $g\ m^{-3}$ ________				______ milhões t ano^{-1} ______			
Vinhaça	~387[1]	10^5	356	60	2035	$38,6.10^3$	145,1	2,32	787,5
	milhões de t	________ $g\ kg^{-1}$ ________				________ mil t ano^{-1} ________			
Torta de filtro	~ 352[2]	320	15	17,2	3,4	1.300	52,5	60,2	0,12

[1]Considerando que na safra 2020-21 foram produzidos 29,7 bilhões de L de etanol com vinhaça na proporção de 13:1. [2]Considerando que na safra 2020-21 foram produzidos 655 milhões de t de colmos, com mix 50:50, açúcar, etanol, e 35 kg de torta por t de cana, com 70% de umidade. [3]Teores obtidos em Elia Neto e Nakahodo (1995). [4]Teor de C na vinhaça obtido de Nunes et al. (1981). [5]Teores obtidos em Luz e Vitti (2008).

Considerando uma lâmina de vinhaça de 150 m^3 ha^{-1}, o volume gerado na safra 2020-21 seria suficiente para atender 2,6 milhões de hectares com cana; enquanto a torta de filtro aplicada em dose média de 8 t ha^{-1} (na base seca) atenderia 440 mil hectares.

Vinhaça

A vinhaça é o resíduo da destilação do etanol, amplamente utilizada como insumo para a fertirrigação agrícola da cana-de-açúcar (Figura 3), principalmente devido à sua elevada concentração de potássio; e, em menor grau, da contribuição em enxofre, cálcio, fósforo, nitrogênio e micronutrientes (Paulino et al., 2011). Sua aplicação segue planejamento agrícola-ambiental, com critérios definidos para permitir o alcance de patamares adequados de produtividade e economia na fertilização potássica. Além disso, previne contra desequilíbrios ambientais associados à salinização de áreas, à contaminação de cursos d'água e do lençol freático (Silva et al., 2007). No estado de São Paulo, a CETESB determina, por meio da Norma Técnica P.4.231, os critérios e procedimentos para a aplicação e monitoramento da vinhaça em solo agrícola (CETESB, 2015).

Foto: Nilza Patrícia Ramos

Figura 3. Aplicação de vinhaça em área de cana-soca, usando canhão em sistema carretel autopropelido.

A composição nutricional de C da vinhaça é variável não só entre unidades agroindustriais, mas, também, dentro da mesma unidade no decorrer da safra. O potássio, conforme mencionado anteriormente, é o nutriente em maior concentração, com valores entre 814 e 3.852 g K_2O m^{-3} de vinhaça

(Elia Neto; Nakahodo, 1995) -média de 2.034 g K_2O m^{-3}. Ademais, o cálcio e o N se destacam com teores variando de 71 a 1.096 g Ca m^{-3}; e 90 a 885 g N m^{-3}, respectivamente. É importante destacar que na vinhaça os nutrientes encontram-se, predominantemente, solubilizados no meio líquido e que podem ser rapidamente aproveitados pelas plantas, caso estejam sob formas inorgânicas (Barros et al., 2010). Por outro lado, as espécies químicas dissolvidas podem lixiviar para camadas mais profundas no solo e atingir o lençol freático.

Os efeitos positivos da aplicação da vinhaça na produtividade da cana-de-açúcar são amplamente relatados e podem ser verificados a curto e a longo prazo. Silva et al. (2014) verificaram aumento médio de 10,5 t de colmos ha^{-1} em áreas com solo de textura arenosa, sendo observados os melhores resultados no terceiro corte devido ao declínio promovido pela elevada extração dos nutrientes nos cortes anteriores. Num estudo de acompanhamento de 10 anos de aplicação de vinhaça, Barros et al. (2010) observaram maior disponibilidade de macronutrientes, e menor de micronutrientes até 20 cm de profundidade. O aumento no perfil de raízes também pode ser verificado nas áreas de vinhaça (Paulino et al., 2011). O aumento de biomassa disponibiliza mais restos culturais, como a palha e raízes, que contribuem para o enriquecimento da matéria orgânica em longo prazo.

De forma direta, há também entrada de C no solo pelo uso da vinhaça. Os teores de C na vinhaça variam entre 350 e 3.600 g m^3, que aliado à dose aplicada no campo, pode alterar a dinâmica da matéria orgânica no sistema produtivo (Canellas et al., 2003). Entretanto, o C da vinhaça tem origem das leveduras e do mosto parcialmente fermentado, o que o torna fácil a decomposição, ou seja, uma fonte lábil de C e/ou energia para os microrganismos (Glória, 1980). A alteração da matéria orgânica pela vinhaça, dessa forma, pode não estar relacionada com o C diretamente aplicado via lâmina de vinhaça, mas sim como efeito indireto pelo aumento da atividade microbiana e melhorias no pH do solo (Doelsch et al., 2009), que incrementam a produção de biomassa e as entradas de C via planta. Benefícios diretos da aplicação da vinhaça para a matéria orgânica do solo são esperados em longo prazo, após sucessivas aplicações numa mesma área (Canellas et al., 2003). Esses autores encontraram incremento médio de 14% no teor de C do solo, até 40 cm de profundidade, com o uso continuado de vinhaça por 35 anos, aplicada anualmente em dose de 120 m^3 ha^{-1}, em área com cana-de-açúcar colhida com queima, que permite inferir sobre o efeito direto da vinhaça. A interação entre a vinhaça e a palha, entretanto, pode resultar em maior entrada de C no solo devido à adição de N no sistema e maior atividade microbiana pela fração solúvel de C, que melhora a relação C/N da palha e torna o balanço de C mais favorável à manutenção no

solo, em detrimento das perdas, como CO_2. Em microcosmo, ao usar amostra da camada superficial de um Latossolo cultivado com cana, Yamaguchi et al. (2017) avaliaram a decomposição da palha (2, 4, 8, 16 e 24 t ha^{-1}) e o balanço de C com e sem a aplicação de vinhaça em lâmina equivalente a 200 m^3 ha^{-1}. Os resultados evidenciaram que a aplicação da vinhaça aumenta a velocidade de decomposição da palha de cana e potencializa o incremento de C no solo, que chega a dobrar em relação ao tratamento sem vinhaça.

A suplementação da vinhaça com N mineral é uma prática adotada em algumas áreas de cana-soca (Schultz, 2009; Penatti, 2013), assim como a concentração do resíduo por meio da evaporação. Ambas reduzem custos operacionais de aplicação. No caso da vinhaça concentrada não se observam perdas de nutrientes, e o aproveitamento pela planta ocorre de forma semelhante ao da vinhaça *in natura* (Barbosa, 2006; Rossetto et al., 2016), com o benefício adicional do N ser mineralizado mais lentamente na vinhaça concentrada, permitindo melhor aproveitamento no tempo (Silva et al., 2013).

Recentemente, diversas usinas têm preparado fertilizantes organominerais e utilizam como matéria-prima a vinhaça concentrada ou a vinhaça *in natura* com maior concentração de K_2O superior a 2,5 kg m^{-3}, que permite menor volume de aplicação e fontes minerais. As taxas de aplicação variam de 7 a 40 m^3 ha^{-1}, dispostas em faixas próximas à linha de plantio. Com isso, em apenas uma operação são aplicados vinhaça e fertilizantes, simultaneamente, reduzindo custos logísticos com maior eficiência por serem aplicados de forma localizada na linha da cana.

Cabe alertar sobre a possibilidade de picos de emissão de N_2O, um importante gás de efeito estufa, quando há aplicação simultânea de vinhaça e fertilizante nitrogenado, ou mesmo a aplicação realizada separadamente, porém em curto espaço de tempo. Há relatos de aumento nas emissões de N_2O em até três vezes, devido ao N do fertilizante, ao aumento da umidade e a entrada de C orgânico facilmente oxidável pela vinhaça, que estimulam os processos de nitrificação e desnitrificação (Carmo et al., 2013; Lourenço et al., 2018a; Lourenço et al., 2018b; Lourenço et al., 2019). A estratégia de separar a aplicação de fertilizante nitrogenado e vinhaça, no tempo, foi testada em experimentos de campo no Brasil (Paredes et al., 2014; Paredes et al., 2015). A estratégia de postergar a aplicação da vinhaça *in natura* ou concentrada em cerca de 30 dias em relação à adubação nitrogenada, na maioria dos casos, resulta em baixas emissões de N_2O (Lourenço et al., 2019). Porém, nesses casos, perde-se a vantagem operacional da mistura dos fertilizantes à vinhaça.

O manejo inadequado da vinhaça no sistema de produção, com encharcamentos, escorrimentos ou doses excessivas, pode resultar em

desequilíbrios, como perdas de N ou de C do solo. Hamer et al. (2009) verificaram que os microrganismos do solo podem ser ativados pelos substratos orgânicos facilmente disponíveis, que promove maior mineralização da matéria orgânica nativa do solo, conhecido como efeito *priming*. O efeito *priming* é indesejado nos solos tropicais, que já são naturalmente pobres em matéria orgânica. Possignolo-Vitti et al. (2017) confirmaram o efeito *priming* em solos arenosos, quando utilizaram vinhaça concentrada+ureia. Numa comparação entre solos de diferentes texturas, estes autores verificaram que a decomposição da matéria orgânica da vinhaça é menor em solo argiloso que em solo arenoso, o que sugere a liberação mais rápida de nutrientes para a cana-de-açúcar. Salienta-se que o efeito *priming* dificilmente ocorre quando as boas práticas de manejo estão sendo observadas no sistema como um todo, ou seja, a manutenção da camada de palha sobre o solo, a cobertura verde, a adição de outras fontes de matéria orgânica - como a torta de filtro ou compostos agrícolas. Resultados obtidos por Rossetto et al. (2016) indicaram que a preservação da palha no manejo da cana-de-açúcar, somado à aplicação da vinhaça e da torta de filtro, aumentam os estoques de C orgânico total, e promovem melhoria nos atributos químicos do solo. No entanto, baixos níveis de palha no campo, mesmo com a aplicação de vinhaça, podem resultar em balanços negativos de C no solo, com perda gradual de parte da matéria orgânica (Yamaguchi et al., 2017).

Torta de filtro

A torta de filtro é outro importante resíduo da indústria canavieira, proveniente da filtração do caldo extraído pelas moendas no filtro rotativo (Cortez et al., 1992). É um resíduo típico do processamento da cana para a produção de açúcar; porém, as novas unidades alcooleiras também filtram o caldo, e disponibilizam maior volume deste resíduo. Produz-se, em média, entre 25 e 40 kg de torta de filtro para cada tonelada de cana moída (Rossetto et al., 2018), com sua composição química variável em função da variedade e da maturação da cana, tipo de solo, processo de clarificação do caldo, dentre outros fatores. A alta umidade é outra característica a ser destacada, que é normalmente ≥ 70%, o que restringe, muitas vezes, a sua aplicação às áreas próximas da unidade agroindustrial.

Na Tabela 2 observam-se valores médios e volumes gerados para este resíduo, que demonstra o potencial de uso de 3,5 milhões de toneladas, e retorna ao solo parte do N, do P e do K absorvidos pela cultura. O fósforo é o elemento mais valorizado na torta de filtro, com teores que variam entre 13,2 e 21,2 g kg^{-1} na base seca, além da matéria orgânica (>30%) e de sua relação C:N entre 25-30 (Luz; Vitti, 2008). Estima-se que cerca de 50% do total de P aplicado via

torta esteja sob forma prontamente disponível para a cultura, o que deve ser considerado na complementação com a fonte mineral fosfatada. Há ainda o benefício de redução do P fixado no solo (Dotaniya; Datta, 2014), fenômeno que ocorre comumente nos solos tropicais intemperizados.

O seu uso é mais indicado no plantio da cana, ocasião em que a umidade do material e a presença de nutrientes oferecem boas condições para a brotação, principalmente, na época de inverno seco. Em geral, recomenda-se de 80 a 100 t ha^{-1} em área total antes do plantio; de 20 a 35 t ha^{-1} no caso de aplicação no sulco de plantio; e de 40 a 60 t ha^{-1} na aplicação em soqueira, na entrelinha da cultura (doses em base úmida, com 70% de umidade). Além do fornecimento de P, o uso da torta de filtro no solo incrementa C orgânico do solo, a capacidade de troca catiônica e os teores de N, Ca e micronutrientes (Korndorfer; Anderson, 1997; Almeida Junior et al., 2011), além de aumentar o pH e reduzir o Al trocável (Rodella et al., 1990).

A compostagem da torta de filtro é uma alternativa para reduzir a umidade do resíduo e, ao mesmo tempo, aumentar seu potencial de contribuição para matéria orgânica do solo, com redução da relação C:N, aumento de compostos mais humificados e disponibilização de parte dos nutrientes, já sob forma mineral. Considera-se que a compostagem está completa quando a umidade atinge cerca de 40%, e a relação C:N por volta de 10 a 15. Neste processo pode haver o enriquecimento do composto com diversas fontes de nutrientes, como fosfatos naturais reativos, gesso e outras fontes orgânicas (estercos, lodo de esgoto, bagaço da cana, e outros) e cinzas da caldeira (Meunchang et al., 2005; Avalhães; Prado, 2009; Dinardo-Miranda et al., 2011; Vasconcelos et al., 2013). Além de aumentar o grau de humificação do material orgânico, há possibilidade de enriquecimento com outros nutrientes. Byakodie e Noorahmed (2016) salientam que, durante a compostagem há produção de enzimas, auxinas, reguladores de crescimento, aminoácidos e ácidos orgânicos, que favorecem o desenvolvimento de raízes e de pelos radiculares nas plantas.

A torta de filtro é também utilizada como base orgânica para a produção de fertilizantes organominerais. Em geral, os fertilizantes organominerais têm melhor eficiência agronômica por apresentarem nutrientes na forma prontamente disponíveis e os nutrientes na forma orgânica, que são liberados lentamente e utilizados com maior eficiência pela cana (Souza et al., 2014; Teixeira et al., 2014; Kinpara, 2020).

Práticas de manejo e a matéria orgânica

O manejo agrícola na cultura da cana-de-açúcar envolve a aplicação de um conjunto de técnicas/práticas de produção que se inicia com sistematização do

terreno, práticas de conservação do solo, preparo das mudas, preparo do solo, plantio, adubação, controle fitossanitário e colheita. A seleção da técnica a ser adotada depende, essencialmente, das necessidades da cultura, das condições edafoclimáticas e, também, da disponibilidade de máquinas e equipamentos. Na sequência são apresentadas as principais práticas que impactam no conteúdo e/ou qualidade da matéria orgânica do solo na cultura da cana-de-açúcar.

Preparo do solo

O preparo do solo envolve técnicas de revolvimento das camadas superficiais para o controle das plantas daninhas e, principalmente, para romper camadas compactadas do solo, que melhoram as condições físicas para o crescimento das raízes e o armazenamento de água. Ademais, se destina à incorporação de corretivos, como calcário e gesso, ou fertilizantes minerais e orgânicos necessários para o restabelecimento dos nutrientes extraídos ao longo dos ciclos de corte (Rossetto et al., 2008).

Ao mesmo tempo em que o preparo do solo pode romper camadas compactadas, há também a destruição de agregados do solo e consequente exposição de parte da matéria orgânica à ação oxidativa a cargo dos microrganismos do solo (De Luca et al., 2008). Essa quebra da proteção física da matéria orgânica, previamente protegida no interior dos agregados, resulta em liberação de C na forma de CO_2 (Schwartz et al., 2010), que deixa o sistema solo, e pode significar redução significativa do C estocado ao longo do tempo. Diferentes técnicas e conjunto de operações podem ser adotados no preparo do solo (Figura 4), o que também tem impacto maior ou menor na matéria orgânica no C estocado nesse compartimento (La Scala et al.,2006).

Figura 4. Preparo de solo convencional com grade (A) e plantio direto com plantadora de cana-de-açúcar (B).

Um bom preparo do solo não significa, porém, uma mobilização intensa e profunda do solo. Isso, durante algum tempo, foi "verdade" absoluta para o setor canavieiro, porém o paradigma foi quebrado com a divulgação de informações de sucesso no uso de preparo reduzido e, até mesmo, de plantio direto (Tavares et al, 2010; Carvalho et al., 2011). Logicamente, o preparo visa oferecer condições para o bom desenvolvimento do sistema radicular e é indicado para reduzir o efeito de impedimentos físicos, como compactação, químicos com alta acidez em camadas subsuperficiais, que necessitam de incorporação de corretivos, ou mesmo para a eliminação de problemas fitossanitários, como a presença de pragas de solo. A adoção de práticas conservacionistas, com o mínimo revolvimento do solo, é indicada para solos que não apresentam esses impedimentos e é recomendada como meta a médio/longo prazo para todos os demais solos.

O preparo convencional do solo, geralmente, implica na maior exposição da matéria orgânica aos fatores que regulam a decomposição do material. Essa maior exposição pode resultar em elevadas perdas de C do solo na reforma do canavial, quando num curto espaço de tempo, de quatro semanas, pode-se perder o equivalente a 30% do C (2,7 t ha^{-1}) estocado na palha antes da reforma (La Scala et al., 2006. Dessa forma, reduz a efetividade na captura e estocagem de C no solo e, consequentemente, impacta de forma negativa o desempenho ambiental da cultura e de seus produtos derivados. Cabral et al. (2016) observaram valores da ordem de 1,7 t ha^{-1} de C emitidos no período de seis semanas, após a reforma convencional do canavial, o que representou o equivalente a 4% do C estocado na camada 0-20 cm, de um Latossolo com 75% de argila. Outros resultados, porém, indicam que o preparo do solo na reforma do canavial compromete de 80% a 100% do C que seria estocado anualmente no solo pela manutenção da palha de cana, a depender da textura do solo (La Scala et al., 2012).

O preparo reduzido solo (Figura 4A), tende a reduzir as perdas de C no momento da reforma do canavial, podendo-se manter o dobro de C no sistema, comparativamente ao preparo convencional (Segnini et al., 2013). Destacando que, as respostas devem variar com a textura do solo, a existência ou não de camadas compactadas, e o histórico de uso da terra. Por exemplo, no trabalho de Farhate et al. (2022), em área de expansão da cultura da cana-de-açúcar sob solo de textura média (74% de areia), com avaliação da cana-planta e primeira soqueira, os preparos mínimos, reduzido e convencional do solo, proporcionaram respostas semelhantes de produtividade da cana, que superaram 100 t ha^{-1}. No caso de áreas consolidadas de produção de cana-de-açúcar e duas situações de textura do solo, média e argilosa, o preparo reduzido

associado ao uso de *Crotalaria juncea*, na reforma do canavial, proporcionou melhores condições físico hídricas do solo, traduzidas por meio de índices de qualidade relacionados com a porosidade estrutural e a umidade que resulta em baixa resistência mecânica ao crescimento radicular (Farhate et al., 2018). Outras opções como o preparo profundo canteirizado e o controle de tráfego, com o preparo somente na linha de plantio, são alternativas para a manutenção de maior capacidade de suporte de carga (Guimarães Júnnyor, 2018) e melhor qualidade física para o desenvolvimento radicular (Lima, 2016). Dessa forma, é perceptível que o preparo reduzido é viável sob a ótica da qualidade física do solo, e maior fração da matéria orgânica do solo mantém preservada.

Uso de plantas de cobertura na reforma do canavial

O cultivo de plantas de cobertura, especialmente leguminosas, é uma alternativa promissora para o incremento da matéria orgânica do solo, inclusive em áreas de reforma de cana-de-açúcar (Ambrosano et al., 2011; Ambrosano et al., 2013). O uso de espécies com capacidade de rápido acúmulo de biomassa, associado às elevadas concentrações de nitrogênio, absorvido via associação simbiótica com bactérias fixadoras de N_2 biológico (Perin et al., 2004), são as mais utilizadas, destacando-se, dentre estas, as crotalárias. Da mesma forma, merece destaque aquelas com sistema radicular profundo, que recuperam os nutrientes no perfil do solo, trazendo-os para as camadas mais superficiais por meio da ciclagem biogeoquímica.

A elevada concentração de N, comum nas leguminosas, contribui para uma estreita relação C:N em sua biomassa, comparativamente às plantas de outras famílias. Além disso, há a presença significativa de compostos solúveis que favorecem, ainda mais, o processo de decomposição destes materiais e sua ciclagem de C e de nutrientes para as culturas subsequentes (Miyasaka et al., 1984). Neste sentido, várias espécies podem ser citadas com potencial de uso (Tabela 3), destacando-se, em produção de biomassa seca da parte aérea, a crotalária juncea (*Crotalaria juncea)*, seguida do guandu (*Cajanus cajan*) e da mucuna-preta (*Mucuna pruriens*). O amendoim não possui biomassa expressiva, mas tem a vantagem adicional de comercialização dos grãos. As informações de contribuição da biomassa de raízes ainda são escassas, merecendo mais atenção por parte dos especialistas em pesquisas futuras.

Tabela 3. Biomassa e teores de carbono e nitrogênio em leguminosas com potencial de uso em áreas de reforma de canavial.

Espécie	Matéria seca da parte aérea	C	N	C:N	Massa seca de raízes	Referências
	—— $t\ ha^{-1}$ ——	—— $g\ kg^{-1}$ ——			— $t\ ha^{-1}$ —	
Crotalaria juncea	6,5		21			Alcântara et al. (2000)
Crotalaria juncea	9,3		35			Perin et al. (2004)
Crotalaria juncea	17,9		18	25		Duarte Junior e Coelho (2008)
Crotalaria juncea	9,3	449	23	20	1,0	Ambrosano et al. (2011)
Crotalaria juncea	9,0					Prellwitz e Coelho (2011)
Crotalaria juncea	5,7	450	19	23		Marcelo et al. (2012)
Mucuna-preta	4,1	446	42	11	0,2	Ambrosano et al. (2011)
Mucuna-preta	10,1		22	15		Duarte Junior e Coelho (2008)
Amendoim	2,0	432	24	20	0,8	Ambrosano et al. (2011)
Guandu	13,2		24	15		Alcântara et al. (2000)
Guandu	4,1	473	24	20		Marcelo et al. (2012)
Milheto	7,1		14	30		Perin et al. (2004)
Milheto	6,8	458	15	33		Marcelo et al. (2012)
Milheto	8,9		13			Crusciol e Sorato (2007)
Braquiária	6,3		19			Crusciol e Sorato (2007)

A *Crotalaria juncea* (Figura 5) é recomendada para cultivo em áreas de reforma da cana-de-açúcar (Ambrosano et al., 2011), pois aporta elevados valores de biomassa na área sob reforma, que varia entre 5,7 a 17,9 $t\ ha^{-1}$, com relação a C:N de 20 a 25 (Tabela 3), muito favorável a mineralização do N, cujo aporte total na massa fica entre 103 a 627 $kg\ N\ ha^{-1}$. De forma simples, pode-se estimar a entrada de C no solo a partir da biomassa de crotalária, utilizando, para isso, a relação C/N favorável à decomposição (≤ 30) e a estequiometria da respiração aeróbia, em que 1/3 do C é incorporado na biomassa microbiana e ficaria passível de estabilização. A partir desses pressupostos e considerando um teor de 449 $g\ C\ kg^{-1}$ na biomassa, haveria potencial para o sequestro de 0,8 a 2,7 $t\ C\ ha^{-1}$, o que é expressivo para um único cultivo.

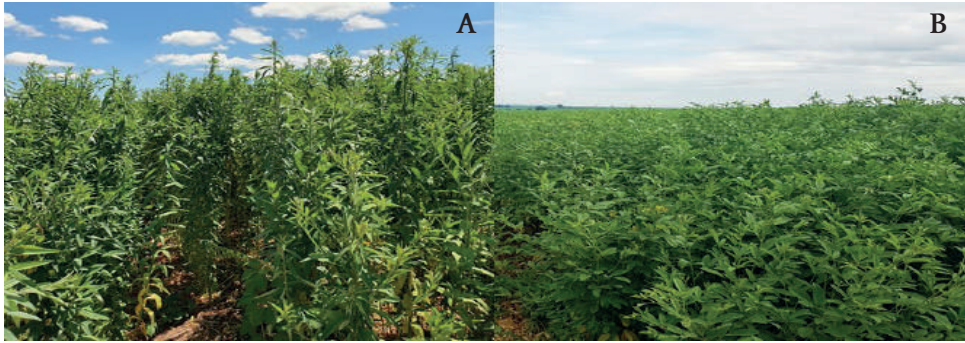



Figura 5. Aspecto visual da *Crotalaria juncea* (A) e do feijão guandu (B).

A relação C:N favorável das leguminosas para sistema de produção de grãos é evidenciada por Costa et al. (2008), que afirmam que a entrada destes materiais favorece, significativamente, o acúmulo de N no solo e, que, para acumular 1,0 t de C é necessário acumular aproximadamente 0,08 t de N. Portanto, o C só se acumula na presença do N e, segundo estes autores, isto é válido para as situações de uso de leguminosas como adubos verdes, não sendo válido no caso da soja, cujo N fixado biologicamente, sai do sistema, em grande parte, quando há a colheita dos grãos.

O acúmulo de N nas plantas fixadoras de N se deve, em parte, ao N mineral já presente no solo, que pode ser recuperado em maiores profundidades pelas raízes, e principalmente, pela eficiência fixadora de N das bactérias em associação com as plantas (Urquiaga; Zapata, 2000). Estima-se que de 57 a 69% do total de N na planta de crotalária juncea seja proveniente da fixação biológica de N (Perin et al., 2004; Ambrosano et al., 2011).

É inegável o impacto positivo das plantas de cobertura no sistema de produção da cana, com respostas positivas da cana cultivada na sequência (Ambrosano et al., 2011) ou melhorias de solo (Alcântara et al., 2000). Porém, hoje se discute também a emissão de parte do N da biomassa na forma de N_2O, que ocorreria após o manejo para o plantio da cana, em função da mineralização do N (nitrificação) e da redução do nitrato em condições de anaerobiose (desnitrificação). O IPCC (2019) sugere que 0,6% do N presente nos restos culturais é perdido na forma de N_2O, com um impacto negativo na contabilidade de C do sistema de produção e no potencial da cana para mitigar as mudanças climáticas globais. Valores específicos para o Brasil ainda são escassos e podem ser inferiores ou não ao valor *default* do IPCC, conforme mostrado no trabalho de Gomes et al. (2009), em que o fator de emissão de N_2O foi equivalente a 0,4% - 0,7% do N presente nas plantas de cobertura avaliadas (aveia preta, labe-labe, feijão caupi, ervilhaca

e guandu), sob condição climática subtropical do Rio Grande do Sul. Em outro trabalho, também no Rio Grande do Sul, o fator de emissão de plantas de cobertura usadas no verão, que incluíam crotalárias juncea e spectabilis, alcançou 0,8% do N contido na biomassa manejada e não foi proporcional ao N aportado pelas plantas (Weiler, 2012).

Algumas gramíneas apresentam potencial de uso como culturas de cobertura, por produzirem elevada biomassa de parte aérea e, especialmente, raízes. Na produção de grãos são diversas as espécies já utilizadas nos períodos de entressafra. O milheto e a braquiária se destacam com médias de produção de biomassa bastante variadas. Na Tabela 3 são apresentados alguns valores, mas a literatura é vasta no relato destas espécies (Perin et al., 2004; Crusciol; Sorato, 2007; Marcelo et al., 2012). A biomassa da parte aérea das gramíneas tem relação C:N superior à das leguminosas, mas ainda bastante favorável à decomposição, que inclusive pode ser usada em consórcio com leguminosas. O uso em sistemas com cana-de-açúcar ainda é incipiente, mas pode-se realizar um aprendizado ou adaptação de manejo a partir das informações disponíveis para outros sistemas de produção (grãos, na entrelinha de espécies perenes, como citros, entre outros).

Adubação

A estratégia atual de adubação está voltada para uma agricultura mais sustentável, englobando quatro aspectos principais que são: o bom desenvolvimento do sistema radicular, maior longevidade do canavial, aumento da matéria orgânica do solo (Rossetto et al, 2008) e maior participação de insumos biológicos, em detrimento do uso de insumos sintéticos.

A adubação mineral é recomendada para fornecer os nutrientes necessários à obtenção de altas produtividades, repondo os nutrientes extraídos e exportados pelos colmos na seguinte ordem: potássio > cálcio > magnésio > nitrogênio >fósforo > micronutrientes. A Tabela 4 traz um panorama geral das quantidades de nutrientes exportadas do campo com os colmos. Os teores propostos se basearam em Gomes (2003) e Oliveira et al. (2010) com o estudo de 12 e 11 variedades de cana-de-açúcar, respectivamente, sendo o trabalho dos últimos autores realizados sob condição de irrigação. Verifica-se que as quantidades exportadas de nutrientes são utilizadas como uma das bases para a recomendação de adubação para cana. Assim, são necessários 0,5 a 1,4 kg de N; 0,06 a 0,3 kg de P e 0,8 a 3,6 kg de K por tonelada de colmos. A recomendação de adubação para o estado de São Paulo considera também a análise do solo e a expectativa de produtividade, além do fator de eficiência de absorção dos nutrientes (Raij et al., 1997).

Tabela 4. Teores de carbono e nutrientes presentes no colmo e estimativas de quantidades exportadas.

Nutriente	Teor no colmo [1]	TCH 98 [3]	TCH 76 [4]
	— kg t^{-1} —	——— kg ha^{-1} ———	
C[2]	449	44.002	34.124
N	0,5 a 1,41	49 a 139	38 a 107
P	0,06 a 0,29	6 a 28	5 a 22
K	0,86 a 3,60	84 a 353	65 a 274
Ca	0,92 a 1,52	90 a 149	70 a 106
Mg	1,09 a 1,52	107 a 149	83 a 116

[1]Teores obtidos a partir de estudo com 12 variedades (Gomes, 2003) e 11 variedades (Oliveira et al., 2010); [2]Teor determinado a partir de 1.077 amostras de colmos analisadas no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental – LBA da Embrapa Meio Ambiente; [3]TCH 98 a partir da média da Tabela 1 e [4]TCH76 a partir da média nacional de CONAB (2021ab). TCH = toneladas de cana por hectare.

O trio NPK sempre foi o mais observado pelos produtores para a aplicação de fertilizantes, seguidos do Ca e do Mg, geralmente corrigidos com a calagem. Entretanto, este cenário vem se modificando ao longo dos anos, com o desenvolvimento de pesquisa e a divulgação de resultados de respostas à adubação com micronutrientes. Alguns resultados evidenciam ganhos na produtividade de colmos entre 9 e 18 t ha^{-1} com a aplicação dos micronutrientes Zn, Mo, Mn, Cu e B (Mellis et al., 2016).

O uso de insumos biológicos, como bactérias promotoras de crescimento, mineralizadoras de nutrientes, associadas ou não com a adubação mineral, também vem crescendo. Esses inoculantes atuam fixando N_2 atmosférico nas plantas, produzindo fitohormônios e enzimas, como a ACC-deaminase, mineralizando nutrientes, recuperando parte do P fixado em argilas, solubilizando fosfatos no solo, e aumentando a absorção das raízes (Lazarovits; Nowak, 1997). Todos esses benefícios, bem como a promoção de um manejo nutricional equilibrado e suficiente para a cultura, tendem a promover boa produção de biomassa da parte aérea e raízes, que contribuirão para a manutenção ou aumento dos teores de matéria orgânica do solo. Considerando que a principal via de entrada de C no sistema edáfico é a planta, todas as práticas e estratégias que aumentem a produtividade devem contribuir também para o incremento do C ou matéria orgânica do solo.

No caso dos inoculantes e microrganismos benéficos, cabe destacar que a recomendação de uso ainda está em desenvolvimento para cana-de-açúcar, pois a experiência mostra que há grande interação entre os inoculantes e

as variedades, que determinam o grau de resposta da cultura em termos de produtividade de colmos, biomassa ou açúcar (Schultz et al., 2012).

A aplicação de resíduos agroindustriais como vinhaça e torta de filtro também contribuem positivamente para o retorno dos nutrientes ao solo. Cabe destacar que seu uso ocorre em áreas significativas de produção canavieira. A abrangência de aplicação depende do raio médio economicamente viável para o retorno destes resíduos em campo, que tem aumentado nos últimos anos frente ao interesse pela sustentabilidade. Vale salientar que os produtores independentes (fornecedores de cana, por exemplo) não têm acesso aos resíduos agroindustriais, ficando a adubação dependente de fertilizantes minerais.

Neste item, não há pretensão de se fazer recomendações sobre adubação, o intuito é alertar sobre a necessidade de reposição de nutrientes exportados para manutenção da produtividade e qualidade do solo, evitando o comprometimento do sistema produtivo.

Colheita

Historicamente, a colheita da cana-de-açúcar era realizada de forma manual, com o uso do fogo para a despalha (Figura 6A), facilitando o corte dos colmos (De Luca et al., 2008). Com a entrada em vigor do decreto de Lei Paulista 47.700, de 11 de março de 2003 (ALSP, 2003), foram determinados prazos para a eliminação gradativa do emprego do fogo para despalha da cana-de-açúcar nos canaviais paulistas, que foram antecipados com a assinatura do Protocolo Agroambiental, em 2007, trazendo consigo o uso da colheita sem queima ou de cana-crua. Atualmente, 94% da colheita de cana nacional é realizada mecanicamente (CONAB, 2017).

Figura 6. Vista geral da colheita manual da cana-de-açúcar com despalha a fogo e a superfície do solo após a colheita (A); e da colheita mecânica da cana-de-açúcar, deixando o solo coberto com a palha (B).

A colheita é a operação responsável pela devolução das folhas, bainhas, ponteiros e alguns pequenos pedaços de colmo ao solo, formando a palha (Figura 6B), palhiço ou palhada (Souza et al., 2005). A quantidade de palha deixada sobre o solo depende da variedade e da produtividade. Com a transição do sistema de cana queimada para a cana-crua, colhida mecanicamente, verificaram-se incrementos na matéria orgânica do solo, relativos à manutenção da palha, variando a depender da textura do solo e das condições de temperatura e umidade (Ball Coelho et al., 1993; Souza et al, 2005). Em uma transição de três anos de área com colheita queimada para cana-crua, De Lucca et al. (2008) observaram ganhos da ordem de 1,60 e 1,35 t ha^{-1} de C, respectivamente, para solos de textura argilosa e arenosa, na camada 0-20 cm, que representaram ganhos de 11% e 9% em relação ao carbono inicial.

A queima para a colheita mantém o solo descoberto durante o desenvolvimento da cana-de-açúcar, o que promove perdas de matéria orgânica

por erosão (Dominy et al., 2002). Esta perda é potencializada em função da menor estabilidade de agregados, característica de ambientes com menores aportes de C e de N (Feller; Beare, 1997), o que retroalimenta o empobrecimento do sistema.

O entendimento a respeito da transição entre cana queimada e cana crua foi determinante para fortalecer a importância da manutenção da palha na superfície do solo no sistema canavieiro. Com mais de uma década do processo de encerramento da queima, o desafio técnico foi quantificar os benefícios a curto e a longo prazo desta deposição freqüente e a possibilidade de recolhimento parcial desse material. O recolhimento total ou parcial da palha é motivado pelo potencial para produção de bioeletricidade, a partir da queima em caldeiras, e/ou etanol, a partir de processo lignocelulósico (Leal et al., 2013), conhecido como etanol de segunda geração ou 2G. Este potencial de uso fora de campo depende, além de questões ligadas à viabilidade e competitividade econômica, aos efeitos dessa retirada total ou parcial da palha do campo, ou seja, da compreensão dos impactos da palha na produção e sustentabilidade da cultura.

Ainda não há consenso a respeito da quantidade de palha que poderia ser retirada do campo com a manutenção dos efeitos positivos na qualidade do solo e rendimento de colmos e/ou açúcar. Vários estudos apontam para maiores riscos de perdas de produção de colmos com recolhimento parcial da palha em ambientes com estresse hídrico mais pronunciado (Marin et al., 2014; Oliveira et al., 2016; Carvalho et al., 2017b), em que a palha funcionaria como um colchão protetor contra a perda excessiva de umidade do solo, sem efeito pronunciado em áreas menos sujeitas ao estresse hídrico, como as regiões Central e Leste de São Paulo. No curto prazo, entende-se que o maior benefício é mesmo físico, pois a entrada de nutrientes vindas da decomposição é pouco aproveitada pela planta e, a longo prazo, tem-se o enriquecimento do solo com matéria orgânica (Trivelin et al., 2013; Carvalho et al., 2017b).

Em longo prazo, os efeitos da retirada da palha podem ser desfavoráveis, principalmente em condições de textura arenosa (De Lucca et al., 2008) em que a decomposição da biomassa residual pode ser mais acelerada. Tenelli et al. (2021) verificaram perdas entre 1,5 e 2,3 t C ha^{-1} ano^{-1} com a remoção parcial de níveis crescentes de palha, demonstrando a fragilidade destes ambientes.

Considerações finais

A manutenção da produção de cana-de-açúcar, mesmo em áreas continuamente cultivadas com a cultura, como ocorre, por exemplo, nos municípios paulistas de Piracicaba e Cosmópolis, que há mais de 150 anos suportam a cultura,

parece se alicerçar no manejo dos restos culturais e dos resíduos agroindustriais que retornam ao solo a cada safra, ciclando nutrientes e matéria orgânica. Essa importância é evidenciada nas Tabelas 5 e 6 em que o sistema completo, com simulação de entradas de restos culturais e resíduos agroindustriais (comum em áreas próprias de usinas) é altamente positivo, seguido pelo sistema com aporte apenas de restos culturais (comum em fornecedores), que também tem balanço positivo, descontando-se a exportação via colmos. Num contraponto, o sistema com uso exclusivo de fertilizantes minerais, sem a ciclagem via palha e/ou via resíduos da agroindústria, mostra balanço negativo tanto na parte nutricional, como no que se refere à estabilização de carbono no solo.

Tabela 5. Balanço dos macronutrientes em sistema de produção de cana-de-açúcar com e sem a contribuição de entradas orgânicas.

	PC[1]	TF[2]	V[3]	Palha[4]	Raízes[5]	EO[6]	EMI[7]	Exportação via colmos[8]	Balanço EO + EM	Balanço mineral
					Cana-planta com adição de resíduos agroindustriais					
					kg ha^{-1} ano^{-1}					
N	312	120	53	-	-	485	40	94	+431	-54
P	29	61	4	-	-	94	66	17	+143	+49
K	214	23	256	-	-	493	125	219	+399	-94
					Soca com adição de resíduos agroindustriais					
					kg ha^{-1} ano^{-1}					
N	-	120	53	62	30	265	80	73	+272	+7
P	-	61	4	17	16	82	-	14	+68	-14
K	-	23	256	90	?	369	83	170	+282	-87
					Cana-planta sem adição de resíduos agroindustriais					
N	312	-	-	-	-	312	40	94	+258	-54
P	29	-	-	-	-	29	66	17	+78	+49
K	214	-	-	-	-	214	125	219	+120	-94
					Soca sem adição de resíduos agroindustriais					
					kg ha^{-1} ano^{-1}					
N	-	-		62	30	92	80	73	+99	+7
P	-	-		17	16	33	-	14	+19	-14
K	-	-		90	?	90	83	170	+3	-87

[1]Planta de cobertura = Leguminosa crotalária, com aporte médio de 11,8 t ha^{-1} de biomassa, teor médio de N-P-K de 26,5-2,44-18,1 g kg^{-1}, respectivamente, baseados nas médias da Tabela 3 e outros autores. [2]Torta de filtro dose proposta 8 t ha^{-1}, com teores (Tabela 2) de N-P_2O_5- K_2O de 320-15-17, 2-34 g kg-1, sendo K=0,83*K_2O e P=0,44*P_2O_5. [3]Vinhaça dose proposta -150 m^3, com teores (Tabela 2) C=10% e N-P_2O_5- K_2O de 60-203 g kg-1, sendo K=0,83na_2O e P=0,44*P_2O_5. [4]Palha com aporte médio de 12,26 t ha^{-1} de biomassa (Tabela 1), teor médio de N-P-K de 5-1,35-7,4 g kg^{-1}, respectivamente, baseados na Tabela 1 e em Ramos et al. (2016); Menandro et al. (2017). [5]Raízes com aporte médio de 2,69 t ha^{-1} de biomassa, teor médio de N-K de 11,2-7,4 g kg^{-1}, respectivamente, baseados nas médias Tabela 1 e outros autores. [6]Entrada Orgânica = Planta de Cobertura+ Torta de Filtro + Vinhaça + Palha + Raízes. [7]Entrada via adubação mineral. [8]Exportação do colmo baseada nas estimativas da Tabela 2, considerando o TCH 98 para cana-planta e o TCH 76 para a soca.

Tabela 6. Valores estimados de aporte de carbono, de carbono estabilizado e de balanço de carbono em função de diferentes compartimentos do sistema de produção (planta de cobertura, resíduos agroindustriais, palha e raízes).

Manejo	PC [1]	TF[2]	V[3]	Palha[4]	Raízes[5]	Total
	Cana-planta com adição de resíduos agroindustriais					
	---------- kg ha^{-1} ano^{-1} ----------					
C aportado	5.300	2.560	15.000	0	0	22.860
C estabilizado no solo	1.800	900	0	0	0	2.700
	Soca com adição de resíduos agroindustriais					
	---------- kg ha^{-1} ano^{-1} ----------					
C aportado	0	0	15.000	5.700	1.112	21.812
C estabilizado no solo			0	630	363	993
Balanço do C fixado 5 cortes com resíduos agroindustriais (cana-planta + 4 socas)						*6.762*
	Cana-planta sem adição de resíduos agroindustriais					
	---------- kg ha^{-1} ano^{-1} ----------					
C aportado	5.300	0	0	0	0	5.300
C estabilizado no solo	1.800	0	0	0	0	1.800
	Soca sem adição de resíduos agroindustriais					
	---------- kg ha^{-1} ano^{-1} ----------					
C aportado	0	0	0	5.700	1.112	6.812
C estabilizado no solo			0	630	363	993
Balanço do C fixado 5 cortes sem resíduos agroindustriais (cana-planta + 4 socas)						*5.772*

[1]Planta de cobertura: crotalária, com aporte médio de 11,8 t ha^{-1} de biomassa, teor médio de C de 449g kg^{-1}. [2]Torta de filtro: dose considerada igual 8 t ha^{-1}, teor médio de C de 320 g kg^{-1}. [3]Vinhaça: lâmina considerada igual a 150 m^3 ha^{-1}, com teor médio de C de 10%. [4]Palha: aporte médio de 12,2 t ha^{-1} e teor de C igual a 465 g kg^{-1}. [5]Raízes: aporte médio de 2,69 t ha^{-1} de biomassa e teor de C de 415 g kg^{-1}.

O valor negativo do sistema com base, exclusivamente, no aporte mineral sem manutenção da palha em campo, indica que para se atingir a produtividade almejada o produtor necessita aplicar maiores doses de fertilizantes, o que pode se tornar insustentável em longo prazo, tanto sob o ponto de vista econômico como ambiental. Por outro lado, o manejo com a entrada de nutrientes e C via plantas de cobertura, restos culturais e resíduos agroindustriais não garante, por si só, que o enriquecimento da matéria orgânica e dos estoques de C do solo alcançados ao longo dos cortes da cana-de-açúcar, vá se manter após a reforma com preparo intensivo do solo ou com o uso de outras práticas agrícolas desfavoráveis. Esta garantia só será alcançada com a adoção combinada das práticas agrícolas, não só as citadas neste capítulo de como outras que sejam favoráveis ao aumento e a manutenção da matéria orgânica do sistema.

Com o início do processo de valorização de produtos obtidos a partir de sistemas sustentáveis (ex. a política RenovaBio), muitos produtores voltaram seu olhar para as emissões de gases de efeito estufa e para os estoques de C do solo de seus sistemas produtivos. Outras iniciativas estão se abrindo no mercado internacional e talvez, num futuro não muito

distante, a agricultura passe a receber pelos benefícios ambientais que o sistema sustentável pode vir a oferecer, ao invés de pagar por impactos negativos que sistemas insustentáveis promovem.

Referências

ALCÂNTARA, F. A.; FURTIN NETO, A. E.; PAULA, M. B.; MESQUITA, H. A.; MUNIZ, J. A. Adubação verde na recuperação da fertilidade de um latossolo vermelho-escuro degradado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, p. 277-288, 2000.

ALSP – ASSEMBLEIA LEGISLATIVA DO ESTADO DE SÃO PAULO. Decreto nº 47.700 Regulamenta a Lei nº 11.241 sobre a eliminação gradativa da queima da palha da cana-de-açúcar e dá providências correlatas, 2003. Acesso em: https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2003/decreto-47700-11.03.2003.html.

AMBROSANO, J. A.; CANTARELLA, H.; AMBROSANO, G. M. B.; SCHAMMAS, E. A.; DIAS, F. L. F.; ROSSI, F.; TRIVELIN, P. C. O.; MURAOKA, T.; SACHS, R. C. C.; ZACÓN, R. Produtividade da cana-de-açúcar após o cultivo de leguminosas. **Bragantia**, v. 70, p. 810-818, 2011.

AMBROSANO, J. A.; CANTARELLA, H.; ROSSI, F.; SCHAMMASS, E. A.; SILVA, E. C.; AMBROSANO, G. M. B.; DIAS, F. L. F.; TRIVELIN, P. C. O.; MURAOKA, T. Desempenho de adubos verdes e da primeira soqueira de cana-de-açúcar, cultivados consorciadamente. **Revista Brasileira de Agroecologia**. v. 8, p. 80-90, 2013.

AVALHÃES, C. C.; PRADO, R. M. Compostagem de resíduos da indústria sucroalcooleira enriquecidos com fontes alternativas de fósforo. **Nucleus**, v. 6, p. 271-84, 2009.

BALL-COELHO, B.; TIESSEN, H.; STEWART, J. W. B.; SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. Residue management effects on sugarcane yield and soil properties in Northeastern Brazil. **Agronomy Journal**, v. 85, p. 1004-1008, 1993. DOI: https://doi.org/10.2134/agronj1993.00021962008500050009x.

BARBOSA, L. C., SOUZA, Z. M., FRANCO, H. C. J., OTTO, R., ROSSI-NETO, J., GARSIDE, A. L., CARVALHO, J. L. N. Soil texture a ects root penetration in Oxisols under sugarcane in Brazil. **Geoderma Regional,** v. 13, p. 15-25, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.03.002.

BARBOSA, V. Novas tecnologias no uso da vinhaça e aspectos legais. In: MARQUES, M. O.; MUTTON, M. A.; AZANIA, A. A. P. M.; TASSO JR, L. C.; NOGUEIRA, G. A.; VALLE, D. W. **Tópicos em tecnologia sucroalcooleira.** Jaboticabal: Multipress, p. 141-150, 2006.

BARROS, R. P.; VIÉGAS, P. R. A.; SILVA, T. L.; SOUZA, R. M.; BARBOSA. L.; VIÉGAS, R. A.; BARRETTO, M. C. V.; MELO, A. S. Alterações em atributos químicos de solo cultivado com cana-de-açúcar e adição de vinhaça. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 40, p. 341-346, 2010.

BORDONAL, R. O.; CARVALHO, J. L. N.; LAL, R.; FIGUEIREDO, E. B.; OLIVEIRA, B. G.; LA SCALA JR, N. Sustainability of sugarcane production in Brazil. A review. **Agronomy of Sustainable Development**, v. 38, Article 13, 2018a. DOI: https://doi.org/10.1007/s13593-018-0490-x.

BORDONAL, R. O.; MENANDRO, L. M. S.; BARBOSA, L. C.; LAL, R.; MILORI, D. M. B. P.; KOLLN, O. T.; FRANCO, H. C. J.; CARVALHO, J. L. N. Sugarcane yield and soil carbon response to straw removal in South-central Brazil. **Geoderma**, v. 328, p. 79-90, 2018b.

BOSCHIERO, B. N.; CASTRO, S. G. Q.; ROCHA, A. E. Q.; FRANCO, H. C. J.; CARVALHO, J. L. N.; SORIANO, H. L.; SANTOS, J. A.; BRESSIANI, J. A.; KÖLLN, T. Biomass production and nutrient removal of energy cane genotypes in Northeastern Brazil. **Crop Science**, v. 59, P. 379-381, 2019. DOI: https://doi.org/10.2135/cropsci2018.07.0458.

BYAKODI, A. S.; NOORAHMED, A. H. A Review on different composting techniques using waste sugar cane and pressmud mixtures. **International Journal of Scientific Development and Research**, v. 1, p. 154-158, 2016.

CABRAL, O. M. R.; ROCHA, H.R.; GASH, J.H.; LIGO, M.A.; RAMOS, N.P.; PACKER, A.P.C.; BATISTA, E.R. Fluxes of CO2 above sugarcane plantation in Brazil. **Agricultural and Forestry Meteorology**, v. 182-183, p. 54-56, 2013. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2013.08.004.

CABRAL, O. M. R.; RAMOS, N. P.; PACKER, A. P. C.; ANDRADE, C. A. de; FREITAS, H. C. de; PIRES, C. Emissões de CO_2 observadas durante a reforma de canavial. In: CONGRESSO NACIONAL DA SOCIEDADE DOS TÉCNICOS AÇUCAREIROS E ALCOOLEIROS DO BRASIL, 10., 2016, Ribeirão Preto. Trabalhos Apresentados... Ribeirão Preto: STAB, 2016. p. 345-348.

CANELLAS, L. P.; VELLOSO, A. C. X.; MARCIANO, C. R.; RAMALHO, J. F. G. P.; RUMJANEK, V. M.; REZENDE, C. E.; SANTOS, G. A. Propriedades químicas de um cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhiço e adição de vinhaça por longo tempo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 27, p. 935-944, 2003.

CARMO, J. B. D.; FILOSO, S.; ZOTELLI, L. C.; SOUSA NETO, E. R.; PITOMBO, L. M.; DUARTE-NETO, P. J.; VARGAS, V.P.; ANDRADE, C.A.; GAVA, G. J. C.; ROSSETTO, R.; CANTARELLA, H.; ELIA-NETO, A.; MARTINELLI, L. A. In field greenhouse gas emissions from sugarcane soils in Brazil: Effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. **GCB Bioenergy: Bioproducts for a Sustainable Bioeconomy,** v. 5, p. 267-280, 2013. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2012.01199.x.

CARVALHO, L. A.; SILVA JUNIOR, A. A.; NUNES, W. A. G. A.; MEURER, I.; SOUZA JÚNIOR, W. S. Produtividade e viabilidade econômica da cana-de-açúcar em diferentes sistemas de preparo do solo no Centro-oeste do Brasil. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 34, p. 200-211, 2011.

CARVALHO, J. L. N., OTTO, R., FRANCO, H. C. J., TRIVELIN, P. C. O. Input of sugarcane post-harvest residues into the soil. **Scientia Agricola**. v. 70, p. 336-344, 2013.

CARVALHO, J. L. N.; HUDINBURG, T. W.; FRANCO, H. J.; LUCIA, E. Contribution of above and below ground bioenergy crop residues to soil carbon**. Global Change Bioenergy,** v. 9, p. 1333-1343, 2017a. DOI: https://doi.org/10.1111/gcbb.12411.

CARVALHO, J. L. N.; NOGUEIROL, R. C.; MENANDRO, L. M. S.; BORDONAL, R. O.; BORGES, C. D.; CANTARELLA, H.; FRANCO, H. C. J. Agronomic and environmental implication of sugarcane straw removal: a major review**. Global Change Bioenergy**. v. 9, p. 1181-1195, 2017b. DOI: https://doi.org/10.1111/gcbb.12410.

CERRI, C. C.; GALDOS, M. V.; MAIA, S. M. F.; BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; POWLSON, D.; CERRI, C. E. P. Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: an examination of existing data. Special issue: soil organic matters. **European Journal of Soil Science**. v. 62, p. 23-28, 2011. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01315.x.

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Decisão de Diretoria Nº 045/2015/C: **Norma Técnica P4.231: Vinhaça – Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola.** 3.ed, 2. versão, 15 p., 2015.

CHERUBIN, M. R.; LISBOA, I. P.; SILVA, A. G. B.; VARANDA, L. L.; BORDONAL, R. O.; CARVALHO, J. L. N.; OTTO, R.; PAVINATO, P. S.; SOLTANGHEISI, A.; CERRI, C. E. P. Sugarcane straw removal: implications to soil fertility and fertilizer demand in Brazil. **Bioenergy Research,** v. 12, p. 888-900, 2019. DOI: https://doi.org/10.1007/s12155-019-10021-w

CONAB. **Perfil do setor do açúcar e do etanol no Brasil:** edição para a safra 2015/16. Brasília, DF, 2017. Disponível em: https://www.conab.gov.br/info-agrºo/safras/cana/perfil-do-setor-sucroalcooleiro. Acesso em: 4 mar. 2020.

CONAB. **Série histórica da safra de cana-de-açúcar:** Agrícola. Brasília, DF, 2021a. Disponível em: https:// https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/serie-historica-das-safras. Acesso em: 20 jan. 2022a.

CONAB . **Série histórica da safra de cana-de-açúcar:** Indústria. Brasília, DF, 2021b. Disponível em: https:// https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/serie-historica-das-safras. Acesso em: 20 jan. 2022b.

CORTEZ, L.; MAGALHÃES, P.; HAPPI, J. Principais subprodutos da agroindústria canavieira e sua valorização. **Revista Brasileira de Energia**, v. 2, p. 1-17, 1992.

COSTA, F. S.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; MIELNICZUK, J. Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 323-332, 2008

CRUSCIOL, C. A. C.; SORATTO, R. P. Nutrição e produtividade do amendoim em sucessão ao cultivo de plantas de cobertura no sistema plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, p. 1553-1560, 2007.

DE LUCA, E. F.; FELLER, C.; CERRI, C. C.; BARTHÈS, B.; CHAPLOT, V.; CAMPOS, D. C.; MANECHINI, C. Avaliação de atributos físicos e estoques de carbono e nitrogênio em solos com queima e sem queima de canavial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 789-800, 2008.

DICK, D. P.; NOVOTNY, E. H.; DIEKOW, J.; BAYER, C. Química da matéria orgânica dos solos. In: MELO, V. F.; ALEONI, L. R. F. (ed.) **Química e Mineralogia dos solos. Parte II. Aplicações.** Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 1-68.

DINARDO-MIRANDA, L. L; VASCONCELOS, A. C; LANDEL, M. G. A. **Cana de açúcar.** Campinas: Instituto Agronômico, 2010. 882 p.

DOELSCH, E.; MASION, A.; CASEVIEILLE, P.; CONDOM, N. Spectroscopic characterization of organic matter of a soil and vinasse mixture during aerobic or anaerobic incubation. **Waste Management,** v. 29, p. 1929-1935, 2009. DOI: https://doi:10.1016/j.wasman.2008.12.009.

DOMINY, C. S.; HAYNES, R. J.; ANTWERPEN, R. Loss of soil organic matter and related soil properties under long-term sugarcane production on two contrasting soils. **Biology and Fertility of Soils**, v. 36, p. 350-356, 2002.

DOTANIYA, M. L.; DATTA, S. C. Impact of bagasse and press mud on availability and fixation capacity of phosphorus in an Inceptisol of north India. **Sugar Tech**, v. 16, p. 109–112, 2014.

DUARTE JR, J. B.; COELHO, F. C. Adubos verdes e seus efeitos no rendimento da cana-de-açúcar em sistema de plantio direto. **Bragantia**, v. 67, p. 723-732, 2008.

ELIA NETO, A.; NAKAHODO, T. Caracterização físicoquímica da vinhaça – projeto n. 9500278. **Relatório Técnico da Seção de Tecnologia de Tratamento de Águas do Centro de Tecnologia Copersucar**, Piracicaba, 1995. 26 p.

ESTEBAN, D. A. A.; SOUZA, Z. M.; TORMENA, C. A.; LOVERA, L. H.; LIMA, L. S.; OLIVEIRA, I. N.; RIBEIRO, N. P. Soil compaction, root system and productivity of sugarcane under different row spacing and controlled traffic at harvest. **Soil and Tillage Research**, v. 187, p. 60-71, 2019.

FARHATE, C. V. V.; SOUZA, Z. M.; GUIMARÃES JÚNNYOR, W. S; SOUZA, A. C. M; CAMPOS, M. C. C.; CARVALHO, J. L. N. Soil physical quality in sugarcane field under cover crop and different soil tillage systems. **Journal of Agricultural Science**, v. 10, p. 489-500, 2018. DOI: https://doi.org/10.5539/jas.v10n11p489.

FARHATE, C. V. V.; SOUZA, Z. M.; CHERUBIN, M. R.; LOVERA, L. H; OLIVEIRA, I. N.; GUIMARÃES JÚNNYOR, W. S; LA SCALA JÚNIOR, N. Soil physical change and sugarcane stalk yield induced by cover crop and soil tillage. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 46, e0210123, 2022. DOI: https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20210123.

FARONI, C. E. **Sistema radicular da cana-de-açúcar e identificação de raízes metabolicamente ativas.** 2004. 68 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, Piracicaba.

FELLER, C.; BEARE, M. H. Physical control of soil organic matter dynamics in tropical land-use systems. **Geoderma**, v. 79, p. 49-67, 1997

FERREIRA, D. A., FRANCO, H. C. J., OTTO, R., VITTI, A. C., FORTES, C., FARONI, C. E., GARSIDE, A. L., TRIVELIN, P. C. O. Contribution of N from green harvest residues for sugarcane nutrition in Brazil. **Global Change Biology Bioenergy,** v. 8, p. 859–866, 2016. DOI: https://doi.or/10.1111/gcbb.12292.

FIGUEIREDO, P. Breve história da cana-de-açúcar e do papel do Instituto Agronômico no seu estabelecimento no Brasil. In: DINARDO-MIRANDA, L. L.; VASCONCELOS, A. C. M.; LANDELL, M. G. A. (ed.). **Cana-de-açúcar.** Campinas: Instituto Agronômico, 2008. p. 31-44.

FIGUEIREDO, E. B.; LA SCALA JR, N. GREENHOUSE GAS BALANCE DUE TO THE CONVERSION OF SUGARCANE AREAS FROM BURNED TO GREEN HARVEST IN BRAZIL. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 141, p. 77-85, 2011.

FORTES, C.; VITTI, A. C.; OTTO, R.; FERREIRA, D. A.; FRANCO, H. C. J.; TRIVELIN, P. C. O. Contribution of nitrogen from sugarcane harvest residues and urea for crop nutrition. **Scientia Agricola,** v. 70, p. 305-312, 2013. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-204X2013000100012.

FRANCO, H. C. J.; VITTI, A. C.; FARONI, C. E.; CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P. C. O. Stock of nutrients in crop residues incorporated to the soil during renovation of sugarcane areas. **STAB - Açúcar, Álcool e Subprodutos,** v. 25, p. 32-36, 2007.

FRANCO, H. C. J., TRIVELIN, P. C. O.; FARONI, C. E.; VITTI, A. C.; OTTO, R. Stalk yield and technological attributes of planted cane as related to nitrogen fertilization. **Scientia Agricola**, v. 67, p. 579-590, 2010.

FRANCO, H. C. J., PIMENTA, M. T. B., CARVALHO, J. L. N., MAGALHÃES, P. S. G., ROSSELL, C. E. V., BRAUNBECK, O. A., VITTI, A. C., KÖLLN, O. T., ROSSI-NETO, J. Assessment of sugarcane trash for agronomic and energy purposes in Brazil. **Scientia Agricola,** v. 70, p. 305-312, 2013.

GAVA, G. J. C; TRIVELIN, P. C. O.; VITTI, A. C.; OLIVEIRA, M. W. Urea and sugarcane straw nitrogen balance in a soil-sugarcane crop system. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, p. 689-695, 2005.

GLÓRIA, N. A. Utilização da vinhaça. **Brasil Açucareiro**, v. 86, p. 11-17, 1980.

GOMES, J. F. F. **Produção de colmos e exportação de macronutrientes primários por cultivares de cana-de-açúcar (*Saccharum* spp.).** 2003. 65 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Piracicaba.

GOMES, J.; BAYER, C.; COSTA, F. S.; PICCOLO, M. C.; ZANATTA, J. A.; VIEIRA, F. C. B.; SIX, J. Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops - based rotations under subtropical climate. **Soil and Tillage Research**, v. 106, p. 36-44, 2009.

GUIMARÃES JÚNNYOR, W. S. **Compactação de solos cultivados com cana-de-açúcar: efeitos do tráfego e de sistemas de manejo.** 2018. 127 f. Tese (Doutorado) – Instituto Agronômico, Campinas.

HAMER, U., POTTHAST, K.; MAKESCHIN, F. Urea fertilization affected soil organic matter dynamics and microbial community structure in pasture soils of Southern Ecuador. **Applied Soil Ecology,** v. 43, p. 226–233, 2009.

IPCC - International Panel on Climate Change. 2019 **Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (Vol. 4): Agriculture, Forestry and Other Land.** Acesso em: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol4.html

KINPARA, D. I. Aspectos econômicos de fertilizantes organominerais obtidos a partir de cama de frango e de torta de filtro de cana-de-açúcar no Brasil. Brasília: Embrapa Cerrados, 2020. (Embrapa Cerrados. Documentos, 360. (https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1130402/1/Doc-360-Daniel-Kinpara-web.pdf).

KORNDORFER, G. H.; ANDERSON, D. L. Use and impact of sugar-alcohol residues vinasse and filter cake on sugarcane production in Brazil. **Sugar y Azucar, Englewood Cliffs,** v. 92, p. 26-35, 1997.

LA SCALA, N.; BOLONHEZI, D.; PEREIRA, G. T. Short-term soil CO_2emission after conventional and reduced tillage of a no-till sugar cane area in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 91, p. 244-248, 2006.

LA SCALA JUNIOR, N.; FIGUEIREDO, E. B.; PANOSSO, A. R. A review on soil carbon accumulation due to the management change of major Brazilian agricultural activities. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, p. 775-785, 2012. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842012000400012.

LAZAROVITS, G.; NOWAK, J. Rhizobacteria for improvement of plant growth and establishment. **HortScience**, v. 32, p. 188-192, 1997.

LEAL, M. R. L.; GALDOS, M. V.; SCARPARE, F. V.; SEABRA, J. E. A.; WALTER, A.; OLIVEIRA, C. O. F. Sugarcane straw avaliability, quality, recovery and energy use: A literature review. **Biomass and Bioenergy**, v. 53, p. 11-19, 2013. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.03.007.

LIMA, C. C. **Canteirização com preparo convencional e profundo do solo para cana-de-açúcar: atributos físicos e sistema radicular.** 2016. 130 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto Agronômico, Campinas.

LISBOA, I. P.; CHERUBIN, M. R.; LIMA, R. P.; CERRI, C. C.; SATIRO, L. S.; WIENHOLD, B. J.; SCHMER, M. R.; JIN, V. L.; CERRI, C. E. P. Sugarcane straw removal effects on plant growth and stalk yield. **Industrial Crops and Products,** v. 111., p. 794-806, 2018. DOI: https://doi.org/10/1016/j.indcrop.2017.11.049.

LOURENÇO, K. S.; CASSMAN, N. A.; PIJL, A. S.; VAN VEEN, J. A.; CANTARELLA, H.; KURAMAE, E. E. *Nitrosospira* sp. govern nitrous oxide emissions in a tropical soil amended with residues of bioenergy crop. **Frontiers in Microbiology,** v. 9, 674, 2018a. DOI: https://doi.or/10.3389/fmicb.2018.00674.

LOURENÇO, K. S.; DIMITROV, M. R.; PIJL, A.; SOARES, J. R.; CARMO, J. B.; VAN VEEN, J. A.; CANTARELLA, H.; KURAMAE, E. E. Dominance of bacterial ammonium oxidizers and fungal denitrifiers in the complex nitrogen cycle pathways related to nitrous oxide emission. **Global Change Biology Bioenergy**, v. 10, p. 645-660, 2018b. DOI: https://doi.org/10.1111/gcbb.12519.

LOURENÇO, K. S.; ROSSETTO, R.; VITTI, A. C.; MONTEZANO, Z. F.; SOARES, J. R.; SOUSA, R. D. M.; CARMO, J. B.; KURAMAE, E. E.; CANTARELLA, H. Strategies to mitigate the nitrous oxide emissions from nitrogen fertilizer applied with organic fertilizers in sugarcane. **Science of the Total Environment,** v. 650, p. 1476-1486, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.037 0048-9697.

LUZ, P. H. C.; VITTI, A. C.; Manejo e uso de fertilizantes para a cana-de-açúcar. In: MARQUES, M. O. (ed.) **Tecnologia na agricultura canavieira.** Jaboticabal, FCAV. 2008. P. 140-167.

MARCELO, A. V.; CORÁ, J. E.; FERNANDES, C. Sequências de culturas em sistema de semeadura direta. I Produção de matéria seca e acúmulo de nutrientes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v. 36, p. 15531567, 2012. DOI: https://doi.org/10.1590/ S0100-06832012000500020.

MARIN, F.; THORBURN, P.; COSTA, L. G.; OTTO, R. Simulating long-term effects of trash management on sugarcane yield for Brazilian cropping systems. **Sugar Tech**, v. 16, p. 164-173. 2014.

MARIN, F. R.; EDREIRA, J. I. R.; ANDRADE, J.; GRASSINI, P. On-farm sugarcane yield and yield components as influenced by number of harvests. **Field Crop Research,** v. 240, p. 134-142, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.06.011.

MELLIS, E. V.; QUAGGIO, J. A.; BECARI, G. R.; TEIXEIRA, L. A. J; CANTARELLA, H.; DIAS, F. L. F. Soil fertility and crop nutrition effect of micronutrients soil supplementation on sugarcane in different production environments: cane plant cycle. **Agronomy Journal**, v. 108, p. 2060-2070, 2016. DOI: https://doi.org/10.2134/agronj2015.0563.

MELO, P. L. A., CHERUBIN, M. R., GOMES, T. C. A., LISBOA, I. P., SATIRO, L. S., CERRI, C. E. P., SIQUEIRA-NETO, M. Straw removal effects on sugarcane root system and stalk yield. **Agronomy Journal**, v. 10, 1048, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/s10705-013-9594-510.3390/agronomy10071048.

MENANDRO, L. M. S.; CANTARELLA, H.; FRANCO, H. C. J.; KÖLL, O. T.; PIMENTA M. T. B. et al. Comprehensive assessment of sugarcane straw: implications for biomass and bioenergy production. **Biofules, Bioproducts and Biorefining**, v. 11, p. 488-504, 2017. https://doi.org/10.1002/bbb.1760

MEUNCHANG, S.; PANICHSAKPATANA, S.; WEAVER, R. W. Co-composting of filter cake and bagasse; by-products from a sugar mil. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 437-442, 2005. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.05.024.

MIYASAKA, S.; CAMARGO, O. A.; CAVALERI, P. A.; GODOY, I. J.; WERNER, J. C.; CURI, S. M.; LOMBARDI NETO, F.; MEDINA, J. C.; CERVELLINI, G. S.; BULISANI, E. A. **Adubação orgânica verde e rotação de culturas no Estado de São Paulo.** Fundação Cargill. Campinas, 1984. 109 p.

NUNES, M. R.; VELLOSO, A. C. X.; LEAL, J. R. Efeito da vinhaça nos cátions trocáveis e outros elementos químicos do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 16, p. 171-176, 1981.

OLIVEIRA, A. P. P.; THORBURN, P. J.; BIGGS, J. S.; LIMA, E.; ANJOS, L. H. C.; PEREIRA, M. G.; ZANOTTI, N. E. The response of sugarcane to trash retention and nitrogen in Brazilian coastal tableland: a simulation study. **Experimental Agriculture**, v. 52, p. 69–86, 2016. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000400031.

OLIVEIRA, E. C. A.; FREIRE, F. J.; OLIVEIRA, R. I.; FREIRE, M. B. G. S.; SIMÕES-NETO, D. E.; SILVA, S. A. M. Extração e exportação de nutrientes por variedades de cana-de-açúcar cultivadas sob irrigação plena. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v. 34, p. 1343-1352, 2010.

PAREDES, D. D. S.; ALVES, B. J. R.; SANTOS M. A.; BOLONHEZI, D.; SANT'ANNA, S. A. C.; URQUIAGA, S.; LIMA, M. A.; BODDEY, R. M. Nitrous oxide and methane fluxes following ammonium sulfate and vinasse application on sugar cane soil. **Environmental Science & Technology,** v. 49, p. 11209-11217, 2015. DOI: https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01504.

PAREDES, D. S.; LESSA, A. C. R.; SANT'ANNA, S. A. C.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R. Nitrous oxide emission and ammonia volatilization induced by vinasse and N fertilizer application in a sugarcane crop at Rio de Janeiro, Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystem** v. 98, p. 41-55, 2014. DOI: https://doi.org/10.1007/s10705-013-9594-5.

PAULINO, J.; ZOLIN, C. A.; BERTONHA, A.; FREITAS, P. S. L.; FOLEGATTI, M. V. Estudo exploratório do uso da vinhaça ao longo do tempo. II. Características da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental,** v. 15, p. 244- 249, 2011.

PENATTI, C. P. **Adubação da Cana-de-Açúcar: 30 anos de experiência**. Itu: Ottoni, 2013. 347 p.

PERIN, A.; SANTOS, R. H. S.; URQUIAGA, S.; GUERRA, J. G. M.; CECON, P. R. Produção de fitomassa, acúmulo de nutrientes e fixação biológica de nitrogênio por adubos verdes em cultivo isolado e consorciado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, p. 35-40, 2004. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-204X2004000100005.

POSSIGNOLO-VITTI, N. V.; BERTONCINI, E. I.; VITTI, A. C. Decomposition of the organic matter of natural and concentrated vinasse in sandy and clayey soils. **Water Science and Technology**, v. 76, p. 728-738, 2017.

PRELLWITZ, W. P. V.; COELHO, F. C. Produtividade de colmos, índice de área foliar e acúmulo de N na soca de cana-de-açúcar em cultivo intercalar com *Crotalaria juncea* L. **Revista Ceres,** v. 58, p. 776-780, 2011. DOI: https://doi.org/10.1590/S0034-737X2011000600014.

RAIJ, B. Van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo. 2. ed. Campinas, Instituto Agronômico & Fundação IAC (**Boletim Técnico 100**), 1997. p. 56-57.

RAMOS, N. P.; YAMAGUCHI, C. S.; PIRES, A. M. M.; ROSSETTO, R.; POSSENTI, R. A.; PACKER, A. P. C.; CABRAL, O. M. R.; ANDRADE, C. A. de Decomposição de palha de cana-de-açúcar recolhida em diferentes níveis após a colheita mecânica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira,** v. 51, p. 1492-1500, 2016. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000900048.

ROBERTSON, F. A.; THORBURN, P. J. Decomposition of sugarcane harvest residue in different climatic zones. **Australian Journal of Soil Research**, v. 45, p. 1-11, 2007. DOI: https://doi.org/10.1071/SR06079. » https://doi.org/10.1071/SR06079.

RODELLA, A. A.; SILVA, L. C. F. D. A; FILHO, J. O. Effect of filter cake application on sugarcane yields. **Turrialba,** v. 40, p. 323-326, 1990.

ROSSETTO, R.; CRUSCIOL, C. A. C.; CANTARELLA, H.; CARMO, J. B.; NASCIMENTO, C. A. C. Residues Uses and Environment Sustainability. In: SINGH, P.; TIWARI, A. K. **Sustainable Sugarcane Production**. Apple Academic Press. pp. 161-187, 2018. DOI: https://doi.org/10.1201/9781351047760.

ROSSETTO, R.; SILVA, A.; VITTI, A. C.; PIEMONTE, M.; DIAS, F. L. F.; CANTARELLA. H. Concentrated vinasse applied in sugarcane ratoon: yield and soil fertility. In: ISSCT CONGRESS, 25, 2016. **Resumo**... Chiang Mai, Thailandia. https://issct.org/wp-content/uploads/proceedings/2016/Agronomy-posters/12-RaffaellaRossetto.pdf

ROSSETTO, R.; VITTI, A. C.; GAVA, G. J. C.; MELLIS, E. V.; VARGAS V. P.; CANTARELLA H.; PRADO, H.; DIAS, F. L. F.; LANDELL, M. G. A.; BRANCALIÃO, S. R.; GARCIA, J. C. Cana-de-açúcar: cultivo com sustentabilidade. **Informações Agronômicas**, v. 142, p. 1-13, 2013.

ROSSETTO, R.; VITTI, A. C.; DIAS, F. L. F.; CANTARELLA, H. Manejo conservacionista e reciclagem de nutrientes em cana-de-açúcar tendo em vista a colheita mecânica. **Informações Agronômicas**, v. 124, p. 8-13, 2008.

ROSSI NETO, J.; SOUZA, Z. M.; KÖLLN, O. T.; CARVALHO, J. L. N.; FERREIRA, D. A.; CASTIONI, G. A. F.; BARBOSA, L. C.; CASTRO, S. G. Q.; BRAUNBECK, O. A.; GARSIDE, A. L.; FRANCO, H. C. J. The arrangement and spacing of sugarcane planting influence root distribution and crop yield. **BioEnergy Research**. v. 11. p. 291-304, 2018. DOI: https://doi.org/ 10.1007/s12155-018-9896-1.

SCARPARI, M. S.; BEAUCLAIR, E.G.F. Anatomia e botânica. In: DINARDO-MIRANDA, L. L.; VASCONCELLOS, A. C. M.; LANDELL, M. G. A. (ed.). **Cana-de-açúcar**. 1ed.Campinas/SP.: Instituto Agronômico. v. 1, p. 47-56, 2008.

SCHULTZ, N. **Efeito Residual da adubação em cana planta e adubação nitrogenada em cana de primeira soca com aplicação de vinhaça**. 2009. 67 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

SCHULTZ, N.; MORAIS, R. F.; SILVA, J. A.; BAPTISTA, R. B.; OLIVEIRA, R. P.; LEITE, J. M.; PEREIRA, W.; CARNEIRO JÚNIOR, J. B.; ALVES, B. J. R.; BALDANI, J. I.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S.; REIS, V. M. Avaliação agronômica de variedades de canadeaçúcar inoculadas com bactérias diazotróficas e adubadas com nitrogênio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, p. 261268, 2012. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100204X2012000200015.

SCHWARTZ, R. C.; BAUMHARDT, R. L.; EVETT, S. R. Tillage effects on soil water redistribution and bare soil evaporation throughout a season. **Soil & Tillage Research**, v. 110, p. 221-229, 2010.

SEGNINI, A.; CARVALHO, J. L. N.; BOLONHEZI, D.; MILORI, D. M. B. P.; SILVA, W. T. L.; SIMÕES, M. L.; CANTARELLA, H.; MARIA, I. C.; MARTIN-NETO, L. Carbon stock and humification index of organic matter affected by sugarcane straw and soil management. **Scientia Agricola**, v. 70, p. 321-326, 2013. DOI: https://doi.org/10.1590/S0103-90162013000500006.

SILVA, A. P. M.; BONO, J. A. M.; PEREIRA, F. A. R. Aplicação de vinhaça na cultura da cana-de-açúcar: Efeito no solo e na produtividade de colmos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, p. 38-43, 2014.

SILVA, M.A.S.; GRIEBELER, N.P.; BORGES, L.C. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 11, p.1 08-114, 2007. DOI: https://doi.org/10.1590/S1415-43662007000100014.

SILVA, A.; ROSSETTO, R.; BONNECINE, J.; PIEMONTE, M.; MURAOKA, T. Net and potential nitrogen mineralization in soil with sugarcane vinasse. **Sugar Tech,** v. 21, p. 505-513, 2013.

SILVEIRA, M.A.G.; VITUSSO, L.; MEDINA, N.H. Distribuição de potássio em cana-de-açúcar. **Brazilian Journal of Radiation Sciences**, v. 3, p. 1-8, 2015.

SIX, J.; CONANT, R. T.; PAUL, E. A.; PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C saturation of soils. **Plant and Soil**, v. 241, p. 155–176, 2002.

SOUSA JÚNIOR, J. G. A.; CHERUBIN, M. R.; OLIVEIRA, B. G.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C.; FEIGL, B. J. Three-year soil carbon and nitrogen responses to sugarcane straw management. **BioEnergy Research**, v. 11, p. 249-261, 2018.

SOUZA, G. S.; SOUZA, Z. M.; SILVA, R. B.; BARBOSA, R. S.; ARAÚJO, F. S. Effects of traffic control on the soil physical quality and the cultivation of sugarcane. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 38, p. 135-146, 2014.

SOUZA, Z. M.; PARDO, R. M.; PAIXÃO, A. C. S.; CESARIN, L. G. Sistemas de colheita e manejo da palhada da cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, p. 271-278, 2005.

TAVARES, O. C. H.; LIMA, E.; ZONTA, E. Crescimento e produtividade da cana planta cultivada em diferentes sistemas de preparo do solo e de colheita. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 32, p. 61-68, 2010. DOI: https://doi.org/10.4025/actasciagron.v32i1.2051.

TEIXEIRA, W. G.; SOUZA, R. T. X. de; KORNDÖRFER, G. H. Response of sugarcane to doses of phosphorus providedby organomineral fertilizer. **Bioscience Journal**, v. 30, p. 1729-1736, 2014.

TENELLI, S.; BORDONAL, R. O.; CHERUBIN, M. R.; CERRI, C. E. P.; CARVALHO, J. L. N. Multilocation changes in soil carbon stocks from sugarcane straw removal for bioenergy production in Brazil. **GCB Bioenergy**, v. 13, p. 1099-1111, 2021.

TENELLI, S.; BORDONAL, R. O.; CHERUBIN, M. R.; CERRI, C. E. P.; CARVALHO, J. L. N. Can reduced tillage sustain sugarcane yield and soil carbon if straw is removed? **BioEnergy Research**, v. 12, p. 764-777, 2019. DOI: https://doi.org/10.1007/s12155-019-09996-3.

TRIVELIN, P. C. O., FRANCO, H. C. J., OTTO, R. et al. Impact of sugarcane trash on fertilizer requirements for São Paulo, Brazil. **Scientia Agricola**, v. 70, p. 345-352, 2013.

ÚNICA. União da Indústria de Cana-de-Açúcar. Bioeletricidade. 2022. Disponível em: em: https://unica.com.br/setor-sucroenergetico/bioeletricidade/ Acesso em: 10 jan. 2022.

URQUIAGA, S.; ZAPATA, F. **Manejo eficiente de la fertilización nitrogenada de cultivos anuales em America Latina Y el Caribe**. Porto Alegre: Gênesis, 2000. 110 p.

VASCONCELOS, R. L.; SILVA, G. P.; CAMPOS, C. N. S.; CAIONE, G.; MODA, L. R.; PRADO, R. M. Características químicas de solo sob fontes e doses de fósforo e torta de filtro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 34, 2013, Florianópolis. **Resumos.** Florianópolis: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013. p. 1-4.

VIEIRA-MEGDA, M. X.; MARIANO, E.; LEITE, J. M.; FRANCO, H. C. J.; VITTI, A. C.; MEGDA, M. M.; KHAN, S. A.; MULVANEY, R. L.; TRIVELIN, P. C. O. Contribution of fertilizer nitrogen to the total nitrogen extracted by sugarcane under Brazilian eld conditions. **Nutrient Cycling Agroecosystem,** v. 101, p. 241–257, 2015. DOI: https://doi.org/10.1007/s10705-015-9676-7

VITTI, A. C.; FERREIRA, D. A.; FRANCO, H. C. J.; FORTES, C.; OTTO, R.; FARONI, C. E.; TRIVELIN, P. C. O. Utilisation of nitrogen from trash by sugarcane ratoons. **Sugar Cane International,** v. 28, p. 249-253, 2010.

WEILER, D. A. **Decomposição de resíduos culturas de plantas de cobertura de solo e emissões de óxido nitroso.** 2012. 72 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

YAMAGUCHI, C. S.; RAMOS, N. P.; CARVALHO, C. S.; PIRES, A. M. M.; ANDRADE, C. A. Sugarcane straw decomposition and carbon balance as a function of initial biomass and vinasse addition to soil surface. **Bragantia**, v. 76, p. 135-144, 2017. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/1678-4499.580.

Capítulo 24

A matéria orgânica do solo no cultivo de espécies florestais

Iraê Amaral Guerrini
Jason James
Pedro Henrique Proença Nalesso
Cristiano Alberto de Andrade
Robert Boyd Harrison

Introdução

A maioria dos solos destinados aos plantios de espécies florestais é marginal, com características físicas, químicas e biológicas de baixa qualidade, uma vez que os melhores são direcionados para a produção de alimentos. São solos altamente intemperizados, normalmente arenosos, de baixa fertilidade natural ou degradados e com baixos teores de matéria orgânica. A manutenção do adequado crescimento das espécies florestais e a obtenção de produtividades competitivas depende, então, dentre outros aspectos, das práticas de manejo com foco no solo, em seus atributos, em que se inclui a matéria orgânica.

Entretanto, originalmente, os solos florestais são ricos em matéria orgânica, o que é bastante diferente do que ocorre nos solos sob plantações de espécies arbóreas para exploração econômica de seus produtos. Mas o que são, então, os "solos florestais"? Quais as principais diferenças em relação aos solos sob outros usos, como no caso de culturas agrícolas? Esses são os pontos de partida para a discussão que será feita, a seguir, sobre a estreita relação entre a produção florestal e a manutenção da matéria orgânica do solo.

Os solos florestais e a ciclagem de nutrientes

De forma geral, solos florestais são aqueles formados primariamente sob a influência de uma cobertura vegetal florestal (Pritchett, 1979), o que representa metade dos solos que recobrem a superfície da Terra. Por essa definição, pode-se pensar que a maioria dos solos formados é considerada solos florestais, exceção feita àqueles formados sob desertos, tundras, savanas e áreas alagadas (Binkley; Fisher, 2019). No entanto, nos dias de hoje, após amplo período de uso com cultivos agrícolas, com intensivas práticas de manejo, os solos florestais, por

origem, perderam suas características essenciais, tornando-se "solos agrícolas". Basicamente, a diferença entre o solo florestal e o solo agrícola é a existência da cobertura florestal e o horizonte "O" resultante. Estas características fornecem um microclima muito diferente daqueles associados aos solos cultivados, como a ciclagem de nutrientes, formação de serapilheira (manta orgânica sobre o solo), maior biodiversidade de macro e microrganismos, sombreamento, diferentes temperaturas e umidades do solo e ar, raízes mais profundas e a formação de compostos orgânicos solúveis no solo, resultantes da decomposição da serapilheira e a consequente eluviação de íons minerais e da matéria orgânica dissolvida para camadas mais profundas (Figura 1).

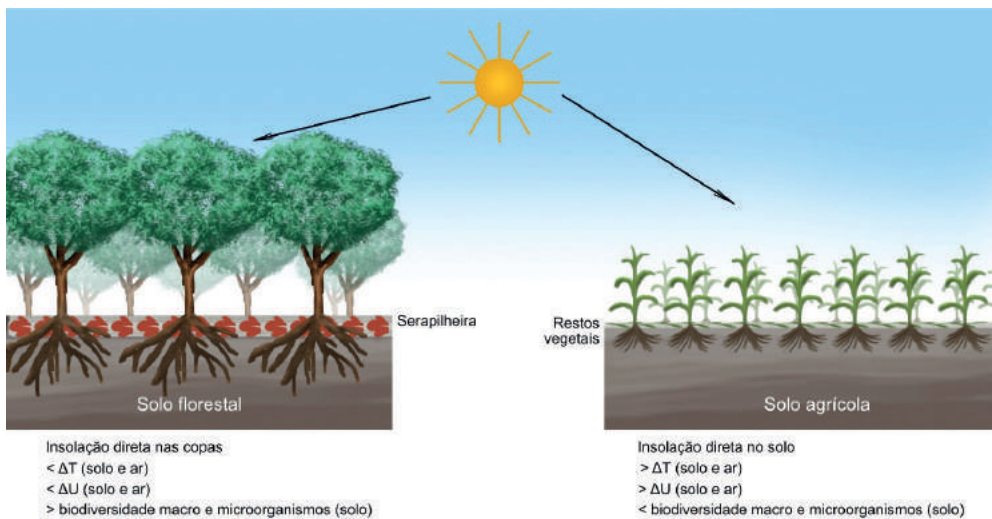



Figura 1. Diferenças entre os solos florestais e agrícolas.
Fonte: Os autores.

Numa floresta natural, e de forma menos intensa em florestas plantadas, quantidades consideráveis de material orgânico são devolvidas ao solo na forma de folhas, galhos e flores, formando a serapilheira, e também pela decomposição das raízes (Figura 2). A camada de serapilheira exerce influência profunda nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. O sombreamento provocado pela copa das árvores mantém a temperatura do solo em diversos graus abaixo daquela temperatura nos solos de agricultura. A presença de vegetação florestal e da serapilheira resulta em condições mais uniformes de temperatura e umidade. O clima mais favorável, aliado às condições ácidas, resultantes da decomposição e lixiviação da camada de serapilheira, promove maior biodiversidade, ou seja, maior diversidade e atividade na população de microflora e fauna, em comparação com os solos agrícolas.

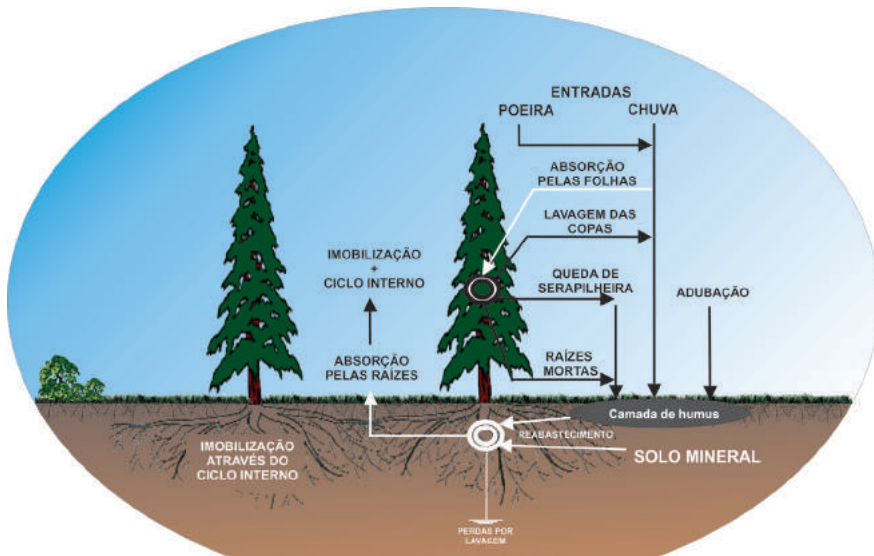



Figura 2. Ciclagem de nutrientes em florestas.
Fonte: Adaptado de Schumacher e Lopes (2014).

O manejo intensivo das florestas plantadas, contudo, altera certas propriedades originais dos solos florestais, fazendo com que as diferenças entre estes e os solos destinados a agricultura tornem-se menos evidentes. Por exemplo, o corte raso das árvores, expondo o solo à insolação direta, provoca distúrbios na serapilheira aumentando a decomposição da matéria orgânica, aumentos, em curto prazo, na temperatura e umidade da superfície do solo, maior amplitude diária de temperatura e umidade, alterações no conteúdo de nutrientes, alterações na população microbiana e, a longo prazo, redução da produtividade da floresta.

A prática do corte raso, assim como as diversas atividades de preparo do solo (que mistura a serapilheira com a camada mineral do solo, aumentando a atividade microbiana e, consequentemente, a decomposição da matéria orgânica), e a fertilização (aumenta a taxa de decomposição da matéria orgânica por meio do efeito *priming*), exercem influência negativa em curto prazo sobre as características da superfície dos solos florestais, e estes tornam-se cada vez mais semelhantes aos solos agrícolas. No entanto, a maior parte das mudanças é relativamente temporária, persistindo somente até a cobertura florestal tornar-se novamente bem estabelecida. Com o desenvolvimento e fechamento das copas e da nova formação da camada de serapilheira, o solo adquire, novamente, muito das propriedades que o distinguem dos solos agrícolas, embora não mais atinjam o patamar original proporcionado pelas florestas nativas (Figura 3).

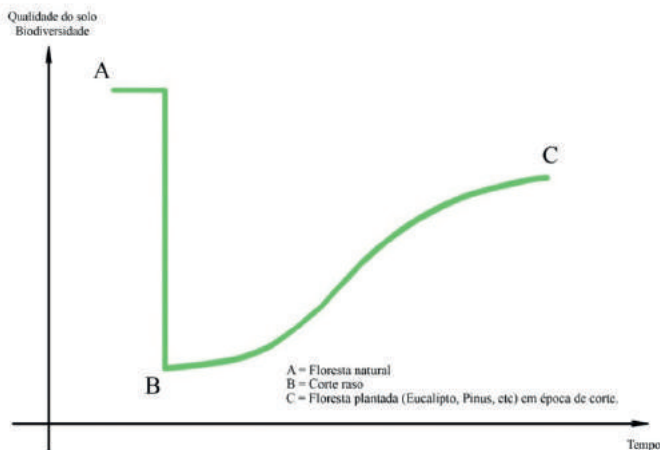



Figura 3. Biodiversidade e qualidade do solo em floresta nativa (A), após corte raso (B) e em floresta plantada (C).

Fonte: Os autores.

Estoque e distribuição de carbono em florestas

O armazenamento de carbono nos ecossistemas florestais envolve numerosos componentes, que incluem o carbono da biomassa vegetal e do solo. Esses ecossistemas, principalmente as florestas tropicais, temperadas e boreais, cobrem globalmente cerca de 4,1 bilhões de hectares e representam a maior reserva terrestre de carbono (Tabela 1) (Lal, 2005). De acordo com Mayer et al. (2020), os solos armazenam duas a três vezes mais carbono na forma orgânica do que o carbono existente na atmosfera, e supera, dessa forma, o carbono da biomassa das florestas da maioria das regiões climáticas da Terra (Figura 4).

Tabela 1. Estoques estimados de carbono na biomassa e no solo de biomas florestais sob climas tropical, temperado e boreal.

Bioma	Área	Quantidades globais de carbono			Estoque de carbono	
		Planta	Solo	Total	Planta	Solo
	Mha[1]	———Pg[2]———			———t C ha^{-1}———	
Floresta tropical	1,76	340	213	553	157	122
Floresta temperada	1,04	139	153	292	96	122
Floresta boreal	1,37	57	338	395	53	296
Total	4,17	536	704	1.240	-	-

[1]Mha = milhões de hectares; [2]Pg = Picogramas (=10^6 g).

Fonte: Adaptado de Prentice (2001) [citado por Lal (2005)].

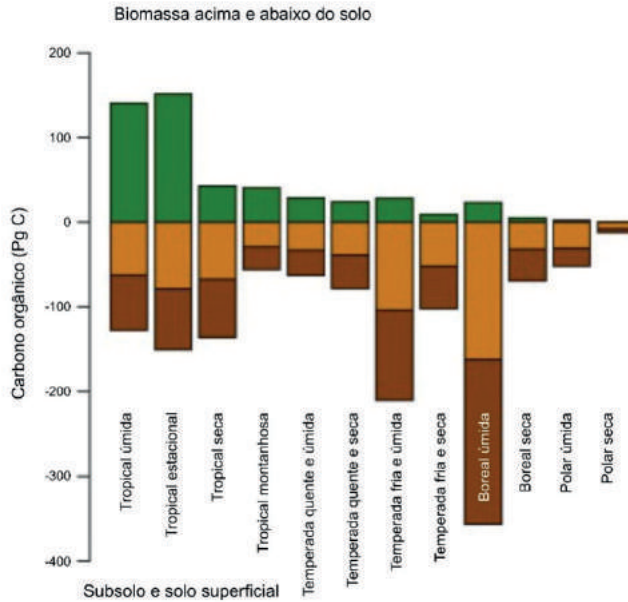



Figura 4. Estoques de carbono orgânico no subsolo (marron) e na superfície (laranja), e na biomassa acima e abaixo do solo (verde).
Fonte: Adaptado de Mayer et al. (2020)

Entretanto, o aumento da degradação das florestas pelo homem tem provocado uma grande preocupação nas autoridades mundiais quanto à sua influência nas mudanças climáticas, especialmente com relação ao aumento da concentração de CO_2 atmosférico. Por outro lado, estudos recentes de Cook-Paton et al. (2020) indicam que uma forma de aumentar a velocidade de retirada de CO_2 do ar e reduzir os efeitos dos gases de efeito estufa é a regeneração natural das florestas nativas que podem absorver, em média, 32% a mais de CO_2 do ar (podendo chegar a 50% para as florestas tropicais) em relação ao valor estimado inicialmente pelo IPCC (Suares et al., 2019); isto sem contar com os 30% que já retiram normalmente. Esses valores são bem maiores quando se trata de florestas plantadas, por exemplo, o estoque de carbono (C) numa floresta de *Eucalyptus grandis* com seis anos de idade no Brasil pode variar de 85 a 121 Mg C ha^{-1} considerando componentes da árvore acima e abaixo do solo, serapilheira e os tocos da rotação anterior, com exceção da matéria orgânica do solo, em função de um gradiente de produtividade devido aos diferentes solos e clones (Campoe et al., 2012).

Em termos de florestas nativas do Brasil, as florestas mais densas, como a Mata Atlântica e a Amazônia, contêm maior proporção de carbono total do ecossistema em biomassa acima do solo em comparação com os ecossistemas agrícolas e de vegetação com estrutura predominantemente herbácea e arbustiva. Essas formações herbáceas e arbustivas como Campo sujo e Campo limpo, do bioma Cerrado, normalmente armazenam mais C no solo (entre 248 e 297 t C ha^{-1}, até 2 m de profundidade) do que ecossistemas com maior presença de espécies com porte arbóreo, como a estrutura fitofisionômica de Cerradão (190 e 231 t C ha^{-1}, até 2 m de profundidade) (Brossard et al., 1997; Lardy et al., 2002; Batlle-Bayer et al., 2010). Por outro lado, o Cerrado típico e o Cerradão apresentam maiores estoques de C na biomassa acima da superfície do solo, na comparação com as fitofisionomias arbustivas e herbáceas (Tabela 2). As savanas florestais do Cerrado têm uma menor quantidade de C fixado na biomassa acima do solo quando comparada com os biomas florestais na Amazônia (290-435 t C ha^{-1}) (Kauffman et al., 1995) e Mata Atlântica (94-127 t C ha^{-1}) (Vieira et al., 2011).

A respeito do carbono da biomassa presente abaixo da superfície do solo (raízes), os Campos apresentam valores similares aos observados nas formações como Cerrado *sensu stricto* e Cerradão, enquanto as Matas de Galeria têm biomassa abaixo do solo semelhante à da Mata Atlântica (Tabela 2). Apesar de apresentar estoques menores de C orgânico do solo, quando comparados com os Campos sujos e limpos, mesmo em solos semelhantes, uma característica extremamente interessante dos ecossistemas típicos de Cerrado é que até 85% de todo C presente nesse ambiente está localizado no solo e na biomassa presente abaixo da superfície do solo (Bustamante et al., 2006). Essa dinâmica é regulada por fluxos e balanços, muito além da produtividade primária do ecossistema e de remoções em função da produção em áreas manejadas (Figura 5).

Tabela 2. Distribuição de carbono em biomassa acima do solo (BAcS), biomassa abaixo do solo (BAbS; raízes), serapilheira e solo em ecossistemas nativos e plantados

Tipo de ecossistema	Biomassa acima do solo		Biomassa abaixo do solo		Serapilheira		Solo até 1 m [1]		REFERÊNCIAS
	Min.	Máx.	Min.	Máx.	Min.	Máx.	Min.	Máx.	
					$t\ C\ ha^{-1}$				
Nativo									
Campo fechado [2]	0,7	17,7	8,2	15,1	0,3	1,0	185,0	207,0	BAcS: Barbosa e Fearnside (2005); Bustamante e Ferreira (2010) (Max) BabS: Batlle-Bayer et al. (2010) (Min); Castro e Kauffman (1998) (Max)[3] Serapilheira: Castro e Kauffman (1998) Solo: Batlle-Bayer et al. (2010)
Cerrado *sensu stricto*	4,4	29,4	15,2	26,5	1,7	13,5	75,6	414,4	BAcS: Batlle-Bayer et al. (2010) (Min); Castro e Kauffman (1998) (Max)[3] BAbS: Batlle-Bayer et al. (2010) (Min); Castro e Kauffman (1998) (Max)[3] Serapilheira: Castro e Kauffman (1998) (Min); Zinn et al. (2002) (Max) Solo: Maquere et al. (2008) (Min); Tonucci et al. (2011) (Max)
Cerradão	16,4	68,2	4,4	10,8	2,3	8,8	90,5	148,0	BAcS: Morais et al. (2013) BAbS: Morais et al. (2013) Serapilheira: Morais et al. (2013) Solo: Morais et al. (2013) (Min); Lardy et al. (2002) (Max)
Mata de galeria	64,4		16,1	30,8	1,2		110,7	300,0	BAcS: Delitti e Burger (2000) BAbS: Miteva et al. (2014) Serapilheira: Delitti e Burger (2000) Solo: Delitti e Burger (2000) (Min); Lardy et al. (2002) (Max, 0-2 m prof.)[4]
Mata Atlântica[5]	94,0	127,0	19,4	28,3	2,6	4,0	187,0	281,0	Vieira et al. (2011)
Floresta plantada									
Eucalipto [6]	31,2	70,5	3,8	12,8	4,6	13,9	93,1	413,8	BAcS: Ryan et al. (2010) BAbS: Ryan et al. (2010) Serapilheira: Maquere et al. (2008) (Min); Zinn et al. (2002) (Max) Solo: Maquere et al. (2008) (Min); Tonucci et al. (2011) (Max)

[1]Todos os estoques de carbono orgânico do solo até 1 m profundidade, a menos que indicado de outra forma, em que estão incluídos o horizonte O. [2]A denominação "Campo" inclui todos os ecotipos do Cerrado com cobertura de árvores <15%, especificamente Campo cerrado (2% - 15% de cobertura de árvores), Campo sujo (savana aberta) e Campo limpo (pastagens). [3]Estoque de biomassa convertido em carbono usando fator de conversão de 0,5. [4]Aproximadamente 60% do SOC estava no intervalo de 0-1 m. [5]Além disso, a biomassa morta acima do solo (resíduos, detritos lenhosos grosseiros e serapilheira) foi de 22-34 Mg C/ha. [6]Valores médios de plantações de 3 a 5 anos.

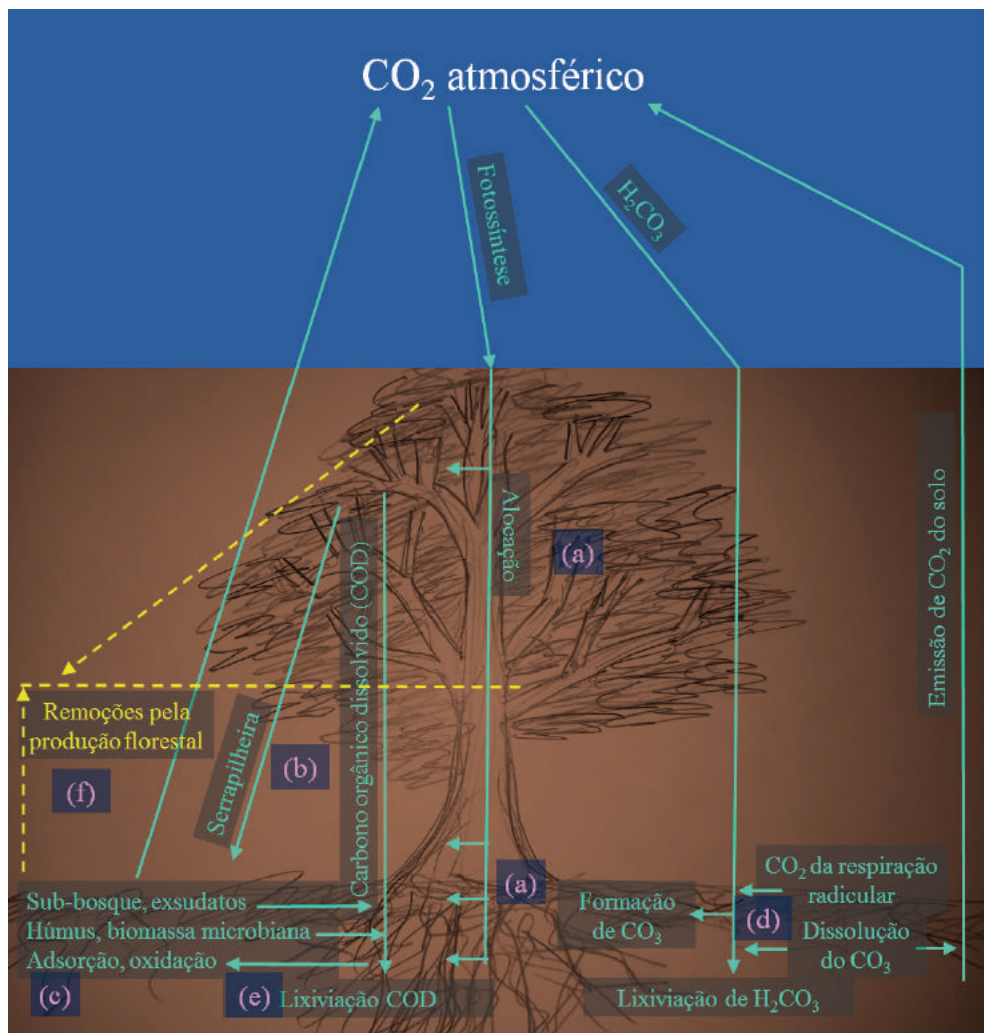



Figura 5. Ciclo do carbono em solos profundos: (a) alocação de carbono pela fotossíntese; (b) qualidade da serrapilheira e do carbono orgânico dissolvido; (c) variações ambientais da decomposição da matéria orgânica do solo; (d) integração solo-planta-atmosfera no ciclo do carbonato/bicarbonato/CO_2; (e) carbono orgânico dissolvido que pode alcançar maior profundidade no solo, ou ser adsorvido, ou metabolizado; e (f) remoção da produção florestal com impacto na qualidade do carbono orgânico dissolvido e taxa de decomposição da matéria orgânica.

Fonte: Adaptado de Harrison et al. (2011).

As plantações de eucalipto com idades entre 3 e 5 anos tem estoques de C na biomassa, tanto acima quanto abaixo da superfície do solo, semelhantes aos encontrados no Cerradão (Tabela 1) (Ryan et al., 2010). Esses povoamentos

também apresentam valores similares de C no solo quando comparados com a fitofisionomia típica de cerrado. Por exemplo, Tonucci et al. (2011) observaram altos valores de C orgânico no solo em suas áreas de estudo e não identificaram diferenças significativas entre as plantações de *Eucaliptus* e áreas naturais de Cerrado *sensu stricto* (estoques médios até 1 m de profundidade iguais a 413,8 e 414,4 t C ha^{-1} , respectivamente.). Por outro lado, Marquere et al. (2008) observaram maiores estoques de C em solo sob plantação de *Eucalyptus saligna*, na comparação com fragmentos de Cerrado *sensu stricto* (93,1 e 75,6 t C ha^{-1}, respectivamente, para a camada até 1 m de profundidade). Obviamente, quando se compara resultados de plantações com áreas naturais, as diferenças podem variar de acordo com alguns fatores como as espécies escolhidas para o plantio e as condições edafoclimáticas de cada sítio. Por exemplo, Zinn et al. (2002) notaram perdas de 11 t C ha^{-1} em plantações de *Pinus* e de 9 t C ha^{1} em áreas com *Eucalyptus*, ao comparar com resultados encontrados em vegetação de Cerrado *sensu stricto*.

No geral, seja em ecossistema manejado ou natural, o solo representa o principal compartimento de C no ambiente florestal, seguido pela biomassa acima do solo, biomassa abaixo do solo e, por último, a serapilheira. Alguns resíduos lenhosos mortos podem conter um estoque de C considerável, no entanto, poucos são os estudos que apresentam esses valores. Dentre os poucos estudos disponíveis, pode-se mencionar o de Vieira et al. (2011), que cita de 22 a 34 t C ha^{1} nos resíduos lenhosos mortos. Um valor mais geral para o C na biomassa morta, estimado para florestas tropicais e subtropicais na América do Sul, é que esta seria equivalente a 9,1% da biomassa viva acima do solo (Houghton et al., 2001).

O horizonte O (serrapilheira) representa o menor estoque de C em ecossistemas florestais, embora tenha efeitos críticos a respeito da resiliência da formação florestal e sob as condições do solo. Em pastagens com pequenos arbustos ou herbáceas, o horizonte O é insignificante ou até ausente (Tabela 2). Num fragmento florestal de Cerradão, Morais et al. (2013) estimaram a presença de 5,4 t C ha^{-1} na serapilheira, enquanto Delitti e Burguer (2000) quantificaram em 1,2 t C ha^{-1} para florestas de galeria. Nas plantações florestais, existe um acúmulo relativamente mais rápido desse material quando comparado com os ecossistemas nativos, embora possa existir diferenças substanciais no acúmulo de serapilheira, a depender das espécies utilizadas e do manejo proposto. Zinn et al. (2002) observaram acúmulo de C no horizonte O (37,7 t C ha^{-1}) em plantio de *Pinus caribaea* var. *honduresis*. No entanto, foi observado um acúmulo menor em plantações utilizando a espécie *Eucalyptus camaldulensis* (7,6 Mg C ha^{-1}).

Fatores edafoclimáticos que afetam a decomposição da matéria orgânica do solo

Os plantios clonais atuais de eucalipto estão entre as florestas mais produtivas do mundo, com a intensificação da silvicultura e do melhoramento genético dobrando o incremento médio anual nas últimas quatro décadas (Campoe et al., 2020). Projetos como BEPP, TECHS e EUCFLUX, que envolvem pesquisadores de diversas instituições e países, são os grandes responsáveis pela avaliação e evolução dos plantios de eucalipto nos últimos anos, com avaliações ecofisiológicas de múltiplos clones nas suas interrelações solo-planta-atmosfera. Os resultados desses estudos cada vez mais mostram essas interrelações e como afetam o acúmulo ou perda de C na planta e solo.

A composição da serapilheira que se acumula sobre o solo depende significativamente do material submetido ao processo, ou seja, da espécie ou clone plantados. A sua decomposição obviamente depende, dentre outros fatores, da composição do material. Se na composição do material estiverem presentes todos os nutrientes necessários para que os organismos do solo completem seus ciclos de vida, atendendo suas demandas nutricionais de maneira satisfatória, o processo de decomposição terá sua continuidade garantida. De outra forma, o nutriente limitante poderá ser imobilizado a partir do solo, para continuidade do processo biológico em taxas provavelmente inferiores, ou no caso de indisponibilidade no solo, a decomposição ocorrerá com forte restrição a baixas taxas. Além da composição do material, existem outros fatores no ambiente que regulam o processo de degradação da matéria orgânica. Condições como umidade, aeração e temperatura devem ser favoráveis aos microrganismos decompositores, de forma a garantir a continuidade do processo. Todas essas condições são criadas pelo clima (precipitação, temperatura, grau de insolação, e outros), em interação com características do solo.

No manejo das plantações florestais brasileiras, a textura é um dos principais atributos do solo que determina a produtividade do local, pois tem impacto na retenção e disponibilidade de nutrientes, e na capacidade de retenção e disponibilidade da água. Em muitas áreas do Brasil, a agricultura compete com a silvicultura por terra para plantio. Nesses casos, numa mesma região, a produção florestal fica alocada em áreas de solos mais grosseiros, ou seja, de textura mais arenosa. Essas plantações florestais, predominantemente em solos de textura média a arenosa, geralmente apresentam baixos teores de matéria orgânica e, consequentemente, menor capacidade de retenção de água e nutrientes. Os solos mais argilosos tendem a apresentar maiores teores de matéria orgânica, no geral, pois as partículas de argila normalmente podem formar complexos compostos organominerais. Isso desempenha um papel central na estabilidade dos teores de C orgânico do solo (Oades, 1988; Six et al., 2002).

A textura do solo é um fator importante na decomposição e no aumento do acúmulo de matéria orgânica do solo, principalmente considerando as interações com as práticas de manejo adotadas. Wan et al. (2018) compararam as diferenças do C do solo entre dois regimes de manejo de resíduos de colheita (permanência do resíduo vs retirada do resíduo). Nesse estudo, a retirada do resíduo mostrou um ganho menor de C em solos com teores de argila mais altos, uma vez que a argila pode aumentar as taxas de respiração do solo.

O pH do solo é outro fator que influencia as taxas de decomposição da matéria orgânica. Em baixos valores de pH, os microrganismos têm sua atividade de degradação biológica reduzida, especialmente no caso das bactérias (Krishna; Mohan, 2017). Estudos recentes sobre a influência dos macro e microrganismos na decomposição da matéria orgânica dos solos florestais estão sendo realizados, mas ainda existem lacunas a serem desvendadas (Prescott; Vesterdal, 2021).

Em relação à temperatura do solo, a maioria dos microrganismos tem sua atividade interrompida a temperaturas muito baixas, o que leva à menor degradação da matéria orgânica do solo. A partir dessa condição, as taxas de mineralização dobram ou até triplicam a cada aumento de 10 °C. No entanto, em temperaturas extremamente altas a atividade microbiana é interrompida rapidamente. Quanto a umidade, à medida que o conteúdo de água no solo aumenta, as taxas de mineralização tendem a aumentar de maneira linear; porém, em condições encharcadas ou alagadas, essa atividade microbiana tende a diminuir pelo déficit de oxigênio causado (Basile-Doelsch et al., 2020).

A precipitação pluviométrica é um fator relevante na respiração do solo e na dinâmica de carbono. Berthrong et al. (2012) e Eclesia et al. (2012) observaram em estudos sobre o estoque de C orgânico, em diferentes ecossistemas, que a precipitação superior a 1.200 mm aumenta as perdas de C e N no solo em plantações de eucalipto na América do Sul, quando comparadas com áreas com menor precipitação. Isso foi atribuído às maiores taxas de decomposição, que foram diretamente influenciadas pela maior umidade do solo.

Estudos sobre as interações entre as variáveis ambientais e as florestas foram realizados por Switzer e Nelson (1972) e relatados por Laclau et al. (2010), que identificaram três subciclos no processo de ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais (Figura 6): o ciclo geoquímico, que engloba as relações de entrada e saída dos nutrientes (deposição atmosférica, intemperismo mineral e perdas por lixiviação); o ciclo biogeoquímico, que engloba as relações solo-planta (absorção e restituição de nutrientes pelas árvores); e o ciclo bioquímico (retranslocação interna de nutrientes dentro nas árvores).

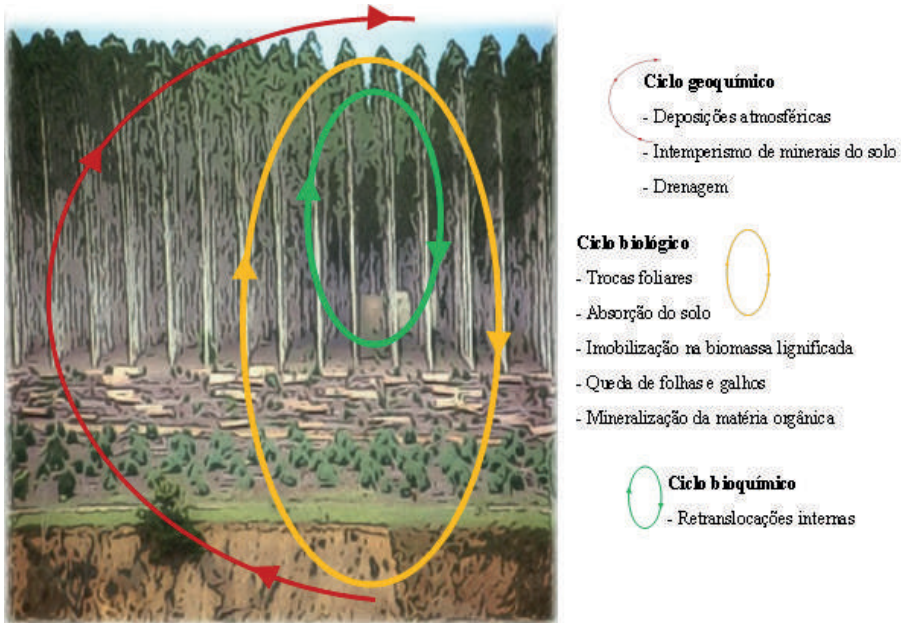



Figura 6. Ciclagem biogeoquímica de nutrientes em florestas plantadas.
Fonte: Adaptado de Laclau (1991).

O ciclo biogeoquímico num ecossistema florestal é complexo e a disponibilidade de nutrientes depende da interrelação entre os fatores como deposição atmosférica, troca de cátions, intemperismo mineral e mineralização da matéria orgânica do solo, além das perdas por lixiviação e imobilização. Esse ciclo, exclusivo de florestas plantadas e nativas, influencia diretamente no acúmulo de matéria orgânica e nutrientes do solo e, consequentemente, na fertilidade dos solos florestais e no manejo da sua fertilidade para fins de adubação. A falta de conhecimento desses processos envolvidos pode levar a erros nos cálculos das quantidades de fertilizantes necessárias para uma boa produtividade (Laclau et al., 2010). A compreensão do processo de decomposição da matéria orgânica do solo é fundamental para entender o estado geral, as mudanças e a importância das plantações florestais brasileiras, que incluem a fertilidade do solo, o estado hídrico, o potencial de degradação e os impactos no ambiente.

A decomposição da matéria orgânica envolve processos de natureza física, química e biológica, responsáveis pela redução do tamanho dos fragmentos e partículas na serapilheira e restos de raízes, bem como alteração da composição do material em função de quebras e sínteses (Barlow et al., 2007). Alterações químicas importantes ocorrem à medida em que os organismos do solo usam a matéria orgânica como substrato energético, ou de C para seu metabolismo.

Apesar da possibilidade temporária de imobilização na biomassa microbiana e consequente indisponibilidade de alguns nutrientes, o balanço final do processo tende a ser favorável à mineralização e ao incremento de disponibilidade dos nutrientes no solo. Nesse processo, parte do material orgânico é oxidado até CO_2, que é liberado para a atmosfera e deve ser contabilizado nos balanços de C para mitigação das mudanças climáticas, uma vez que este ao retornar para a atmosfera não está passível de sequestro no solo (naquele momento).

Os fungos e as bactérias são geralmente os decompositores predominantes nas florestas brasileiras (Chambers et al., 2000). Neste ambiente, existem cerca de 90-100 milhões de bactérias e cerca de 200.000 fungos por grama de solo, com a maioria destes localizados próximos das raízes das árvores (Glick, 2018). Entretanto, outros organismos, particularmente formigas, cupins e pequenos insetos, também contribuem no processo de decomposição e, às vezes, a contribuição é substancial (Krishna; Mohan, 2017; Prescott; Vesterdal, 2021).

A decomposição da serapilheira tem papel fundamental no estoque de nutrientes dos ecossistemas florestais. Sua lenta decomposição resulta na construção do estoque de matéria orgânica e nutrientes no solo. Por outro lado, sua rápida decomposição responde pela liberação de nutrientes para atendimento das demandas nutricionais das árvores. Entretanto, para sequestrar mais C pelo solo não é necessário reduzir a velocidade de decomposição, mas sim aumentar a transformação da serapilheira em húmus, o que é conseguido pela adição de fertilizante nitrogenado e o uso de espécies fixadoras de N (Prescott, 2010).

Os fatores climáticos como a temperatura, a precipitação e as variações estacionais podem influenciar os macro e microrganismos do solo, com reflexos na taxa de decomposição da matéria orgânica (Krishna; Mohan, 2017) (Figura 7).

A maior parte da matéria orgânica dos solos das florestas plantadas provém da vegetação (queda de folhas, galhos etc.) que é depositada na superfície do solo, na forma de serapilheira. Este material orgânico, proveniente da ciclagem de nutrientes que se inicia após o fechamento das copas, afeta consideravelmente a fertilidade do solo e a produtividade da floresta (Rocha et al., 2016ab), influenciando, também, na adubação a ser realizada nos plantios. Por exemplo, a baixa ou nenhuma resposta do eucalipto à adubação nitrogenada após 1 a 1,5 ano de idade se deve à presença da serapilheira e a ciclagem de nutrientes que se inicia a partir da sua decomposição. Portanto, a recomendação de adubação em plantios florestais comerciais deve considerar essa influência da ciclagem de nutrientes e formação da serapilheira, o que torna a atividade bastante complexa e desafiadora. A magnitude de valores dos nutrientes liberada pela decomposição dos resíduos de colheita em plantios de eucalipto em Kondi, Congo e em Itatinga, SP, Brasil (Laclau et al., 2010) é apresentada na Tabela 3.

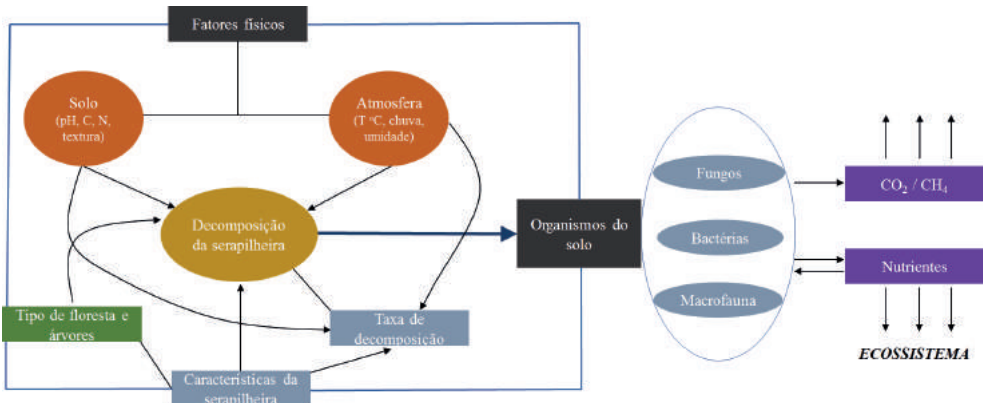



Figura 7. Diagrama da representação dos fatores que afetam a decomposição da serapilheira, influenciados pelos fatores físico-químicos e biológicos, os quais são governados pelo clima e tipo de floresta.

Fonte: Adaptado de Krishna e Mohan (2017).

Tabela 3. Quantidade de nutrientes liberados na decomposição dos resíduos de colheita em Kondi, Congo e Itatinga, Brasil (Laclau et al., 2010).

Meses após a colheita	Itatinga			Kondi		
	N	P	K	N	P	K
	kg ha^{-1} ano^{-1}					
0 – 6	2,0	2,7	12,9	27,2	18,3	37,2
6 – 12	45,9	2,8	6,3	65,0	7,2	16,4
0 – 12	47,9	5,5	19,2	92,3	25,6	53,6
12 - 24	47,4	0,7	0,1	-	-	-

De acordo com Laclau et al. (2010), a similaridade da ciclagem biogeoquímica de nutrientes entre os dois locais evidencia os fatores-chave da sustentabilidade nos plantios de eucalipto: matéria orgânica, que é o componente de maior importância da fertilidade em solos altamente intemperizados, e as práticas silviculturais adequadas para evitar distúrbios na dinâmica da matéria orgânica. Esses dois fatores são os principais agentes preservados quando se utiliza o cultivo mínimo do solo como prática de preparo de solo em plantios florestais homogêneos.

Influência do manejo florestal no acúmulo ou perda de matéria orgânica

No cultivo de espécies florestais, as fontes de matéria orgânica para o solo incluem as estruturas do dossel que secam e caem ao longo da rotação, ou que são deixados após a colheita, que ficam depositadas na superfície do solo, como os galhos, folhas e cascas, além de materiais como tocos (oriundos de rotações anteriores), raízes finas e grossas e organismos do solo. De maneira geral, para que os níveis de matéria orgânica aumentem, a entrada de material oriundo das fontes deve exceder as saídas, principalmente via decomposição, pois, em caso contrário, poderão ocorrer perdas de material orgânico.

No Brasil, diante da alta produtividade dos plantios florestais, normalmente o objetivo do manejo é remover a biomassa das árvores por meio da colheita em intervalos de tempo regulares, normalmente de 6-7 anos para o eucalipto e 15-20 anos para o pinus. Estas remoções podem ser de parte da biomassa florestal acima do solo, como por exemplo a extração apenas do tronco que é levado para processamento na fábrica e, com isso, deixa os resíduos (galhos, folhas e cascas) sobre o solo, o chamado "cultivo mínimo do solo", até sistemas que removem quase todo o material orgânico das árvores, que são usados para a produção de energia nas fábricas (Wan et al., 2018). Existem evidências de que os sistemas de colheita de árvores inteiras ou completas levam a estoques de C no solo significativamente mais baixos, em comparação com sistemas que privilegiam a permanência de parte da biomassa no solo, expondo assim a relação entre a perda de matéria orgânica e as escolhas de manejo e colheita florestal (Nave et al., 2010; Achat et al., 2015; Foote et al., 2015; James; Harrison, 2016; Wan et al., 2018, Mayer et al., 2020).

Até o final de 1988, as empresas florestais brasileiras realizavam o corte raso de suas florestas, especialmente eucalipto e pinus, retiravam a madeira e a transportavam para a fábrica. A biomassa residual na área (folhas e galhos, principalmente) era queimada para a limpeza do terreno, visando facilitar a entrada de máquinas para o preparo do solo e novo plantio. Com essa prática, boa parte da serapilheira acumulada durante todo o ciclo da cultura era perdida, representando uma quebra na entrada de material passível de ser estabilizado, como húmus, e um impacto negativo na ciclagem de nutrientes devido a rápida disponibilização dos nutrientes pelo fogo, porém sem plantas no terreno para a absorção destes.

Com a proibição da queima para limpeza na área florestal no estado de São Paulo em 1988, e a preocupação em reduzir custos de implantação e aumentar a sustentabilidade do sistema, as grandes empresas desenvolveram novas formas de plantio com a presença da biomassa residual sobre o solo.

Esta ação foi tema de um evento realizado com as maiores empresas florestais e pesquisadores do Brasil em Curitiba, PR (Seminário Sobre Cultivo Mínimo do Solo em Florestas, 1995), que norteou as pesquisas para utilização de novos equipamentos e práticas de manejo.

Atualmente, o sistema de cultivo mínimo do solo na área florestal (Figura 8) propõe a manutenção de todos os resíduos florestais (serapilheira e restos vegetais da colheita) sobre o solo, e dessa forma realiza um "preparo" do solo nas linhas ou nas covas de plantio. Quando na linha de plantio, é realizada uma subsolagem até 30-40 cm de profundidade, dependendo do tipo e grau de compactação do solo, em que, ao mesmo tempo, se usa um rastelo ou limpa-trilho para afastar os resíduos vegetais da linha de plantio; nessa mesma operação se faz a adubação na linha de plantio e, muitas vezes, a aplicação de herbicidas pré e/ou pós-emergente. O uso exclusivo de coveamento manual para o plantio das mudas ocorre nas áreas em que o declive do terreno é acima de 30% e há impedimento para a subsolagem mecânica (Gonçalves et al., 2000; Gonçalves, 2009).

Foto: Iraê Amaral Guerrini

Figura 8. Cultivo mínimo do solo na área florestal, em plantio de eucalipto.

O menor revolvimento do solo no sistema de cultivo mínimo e a manutenção dos resíduos florestais sobre o solo faz com que o plantio de espécies florestais no Brasil seja o mais sustentável do mundo, o que faz reduzir a exportação dos nutrientes, reduzir ou eliminar a erosão, manter a alta produtividade, e sem provocar a poluição do ar pela queima dos resíduos. A manutenção dos resíduos de colheita aumenta em 40% a produtividade do eucalipto em relação a sua retirada total (Gonçalves et al., 2014). Esse manejo interfere na quantidade e composição química da matéria orgânica do solo estabilizada no local, na medida em que um novo equilíbrio dinâmico é alcançado (Figura 9). A remoção de maiores quantidades de material orgânico pode alterar o conteúdo da matéria orgânica do solo em termos nutricionais, e diminui para os futuros plantios o potencial de fornecimento de nutrientes a partir da mineralização da matéria orgânica (Goya et al., 2008).

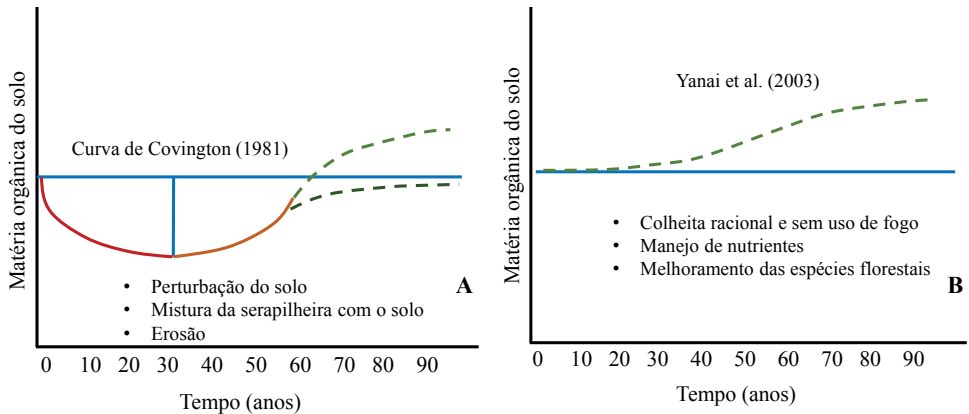



Figura 9. Esquema que demonstra os efeitos do corte e da colheita da madeira no estoque de carbono orgânico do solo: (A) com revolvimento do solo e mistura da serapilheira na camada superficial; e (B) sem revolvimento do solo e com adoção de práticas de manejo sustentáveis.

Fonte: Adaptado de Lal (2005).

Outros fatores do manejo também contribuem para o aumento ou não da deposição e permanência de material orgânico sobre o solo e, consequentemente, influenciam o conteúdo e velocidade de decomposição do material, tais como: as espécies utilizadas no plantio, o ciclo de corte estabelecido, o manejo silvicultural escolhido (espaçamento, fertilização etc.), entre outras atividades (Figura 10).

Figura 10. Práticas de manejo que afetam os estoques de carbono orgânico nos solos florestais, acometendo, consequentemente, o acúmulo de matéria orgânica.
Fonte: Adaptado de Mayer et al. (2020).

Estudos sobre o efeito de diferentes espaçamentos no armazenamento e partição de C em diferentes espécies florestais (*Eucalyptus grandis, Mimosa scabrella* e *Ateleia glazioviana*), Schwerz et al. (2020) concluíram que os gestores florestais podem acelerar a produção de biomassa e, portanto, aumentar o armazenamento de carbono com o uso espaçamentos de plantio menores do que o padrão atual adotado pela maioria dos produtores, que é de 3,0 x 2,0 m. A recomendação de espaçamentos para a intensificação de ganhos de carbono no solo sob plantio de *Eucalyptus grandis* e *Mimosa scabrella* é de 2,0 x 1,5 m e 2,0 x 1,0 m, respectivamente.

Numa vasta revisão a respeito da influência das atividades de manejo florestal nos estoques de C do solo, demonstrou-se que a instalação de plantios florestais em locais em que existiam culturas agrícolas, normalmente, resulta em aumento de matéria orgânica a longo prazo (Mayer et al., 2020). Entre outras considerações, os autores concluíram que as atividades convencionais de preparo de solo que são realizadas antes do plantio podem diminuir, em curto prazo, o estoque original de C no solo; mas a longo prazo, a melhora no crescimento das plantas causada pela operação pode superar as perdas iniciais (Figura 9a).

A utilização de fertilizantes, particularmente dos nitrogenados, também tende a trazer efeitos positivos no acúmulo de matéria orgânica do solo, assim como a utilização de espécies fixadoras desse mesmo nutriente (Mayer et al., 2020).

Em experimento envolvendo a mistura de árvores de eucalipto (*Eucalyptus grandis)* e acácia (*Acacia mangium)*, Laclau et al. (2013) constataram que a produção de biomassa de raiz fina, até 2 m de profundidade, foi 27% maior no tratamento com 50% dos indivíduos de cada espécie, em comparação com os plantios puros de eucalipto ou acácia, o que indica o maior potencial para acúmulo de matéria orgânica em profundidade no solo quando se usa o consórcio de espécies no talhão.

A utilização de fertilizantes orgânicos é também um fator importante para o aumento do teor de matéria orgânica do solo, principalmente ao considerar o contexto brasileiro, em que a maioria dos solos utilizados para plantios florestais tendem a ter textura arenosa e, por consequência, com baixos teores de matéria orgânica.

Estratégias para aumentar a matéria orgânica em solos florestais (sequestro de carbono)

A matéria orgânica do solo é o maior reservatório de C nos ecossistemas terrestres e quase a metade do C orgânico está estocado nos solos florestais (Mayer et al., 2020; Rumpel; Chabbi, 2021). As diversas atividades de manejo florestal afetam a incorporação ou liberação do C e, com isso, influenciam os estoques do solo (Mayer et al., 2020). A manutenção ou aumento global dos estoques de C do solo é desejável não só pelas funções intrínsecas exercidas no solo e para a produtividade agrícola, mas também pelo seu papel nos diversos serviços ecossistêmicos fornecidos por uma agricultura sustentável e como estratégia para mitigação das mudanças climáticas (Lal, 2004; Rumpel; Chabbi, 2021). De acordo com Chabbi et al. (2017), cerca 24% dos solos aráveis do mundo são considerados degradados, e por isso há a necessidade de aumentar os teores de C orgânico para a sua reabilitação, além de ajudar no combate às mudanças climáticas (Yang et al., 2020).

O manejo florestal tem potencial de aumentar os estoques de C terrestres (Jandl et al., 2007) e uma das formas, como já foi comentado anteriormente, é utilizar o cultivo mínimo do solo no plantio de espécies florestais. Em adição ao manejo de uma silvicultura sustentável, a intensificação do uso de resíduos orgânicos reciclados como parte de uma economia circular, segundo Chabbi et al. (2017), pode ser uma estratégia promissora para o aumento do sequestro de C orgânico pelo solo. Essa foi uma proposta realizada pelo governo da França durante a COP 21 em Paris, em 2015, chamada “4 por mil”, a qual teve como

objetivo propor, por ação voluntária dos agricultores, aumentar o conteúdo de C orgânico dos solos do mundo todo em 0,4% ao ano até a profundidade de 40 cm. Segundo Lal (2016), a estratégia é promover o sequestro de C pelo solo por meio de várias práticas de manejo sustentáveis, como uso da agricultura conservacionista, cobertura morta, sistemas agroflorestais (Figura 11), e, além disso, pelo uso de resíduos orgânicos reciclados em solos agrícolas (Gibson et al., 2002; Chabbi et al., 2017).

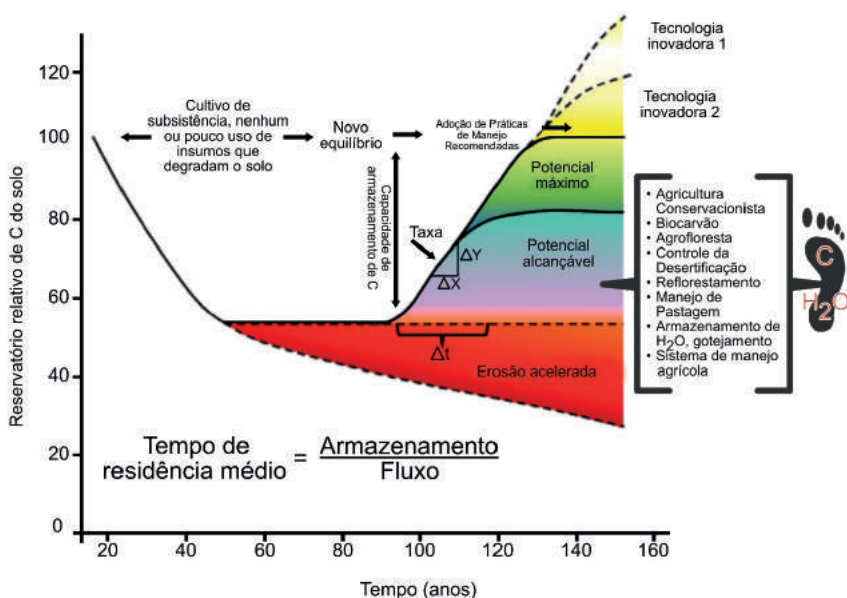



Figura 11. Efeitos das mudanças e manejo de uso da terra sobre o estoque e dinâmica do carbono (C) do solo (práticas de manejo recomendadas para promover o sequestro de C: agricultura conservacionista, culturas de cobertura, agrofloresta, biocarvão, pastagem melhorada e recuperação de áreas degradadas).
Fonte: Adaptado de Lal (2016).

A reciclagem de resíduos orgânicos urbanos e industriais em solos florestais e agrícolas é uma das formas mais adequadas e inteligentes de “descarte” desses resíduos, uma vez que, além dessas áreas serem enormes, são áreas de solos tropicais e, portanto, pobres em matéria orgânica e nutrientes (Guerrini, 2014). Portanto, o uso desses resíduos em solos tropicais é uma forma de aumentar a fertilidade dos solos e a produtividade das culturas. Além disso, é a prática agrícola mais fácil e rápida de sequestrar C pelo solo. Segundo

Lal (2018), os solos aráveis de todo o mundo ainda apresentam um potencial técnico de sequestro de C que varia de 1,45 a 3,44 bilhões de t C por ano (média de 2,45), que representa 25% do potencial das soluções de combate às mudanças climáticas naturais (Bossio et al., 2020). A forma como acontece o sequestro do C presente nos resíduos/fertilizantes orgânicos pelo solo é apresentada na Figura 12.

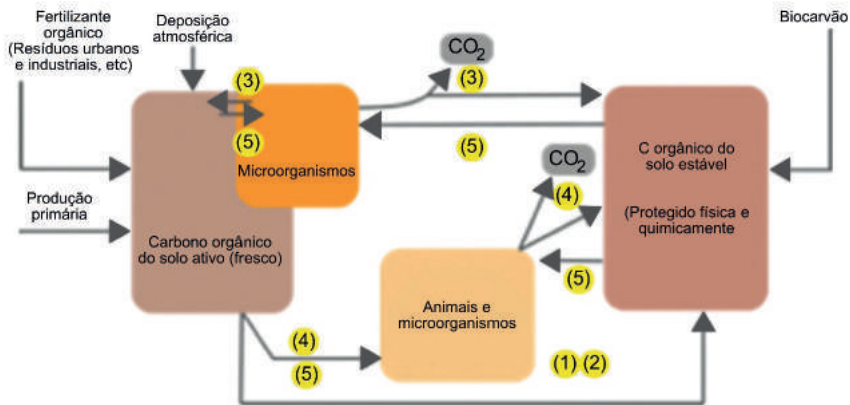



Figura 12. Como o carbono é sequestrado pelo solo: (1,2) os restos de raízes e caules são transformados em matéria orgânica do solo (MOS); (3) os microrganismos respiram e incorporam compostos de C e sua biomassa pode se tornar parte do reservatório da MOS; (4) as plantas são ingeridas pelos animais e os resíduos são transferidos para o reservatório de MOS; (5) os microrganismos e animais do solo são incorporados na MOS e formam nova biomassa.

Fonte: Adaptado de Insam et al. (2018).

A aplicação desses resíduos, especificamente em solos de florestas plantadas (eucaliptos e pinus), tem vantagens adicionais em relação aos solos de agricultura, pelo fato de não se usar essas culturas para alimentação humana, ocorrer impedimento do escorrimento superficial pela presença da serapilheira, e consequente aumento da infiltração, além de outras vantagens apresentadas por Harrison et al. (2003). Os resíduos urbanos mais utilizados na área florestal são o composto de lixo urbano e, principalmente, o lodo de esgoto. O composto de lixo urbano é um material que tem sido muito pesquisado como substrato alternativo (como componente orgânico) para produção de mudas em viveiros florestais. Sua aplicação como fertilizante orgânico em plantios florestais apresenta resultados excelentes, tanto na fertilidade do solo como na produtividade das espécies (Rodrigues; Guerrini, 2009), além de aumentar os

teores de C do solo (Silva et al., 2002; Meena et al., 2019). O grande problema do uso do composto de lixo urbano nas áreas agrícola e florestal no Brasil é a falta da separação do lixo pelas prefeituras para se realizar a compostagem da parte orgânica.

O lodo de esgoto e sua forma compostada foram bastante testadas como substrato para produção de mudas (Silva et al., 2020; Manca et al., 2020; Gabira et al., 2021). Em condições de campo têm apresentado resultados excelentes em termos de crescimento das espécies florestais, especialmente em plantios comerciais de eucalipto (Abreu-Júnior et al., 2017; Florentino et al., 2019; Silva, 2019;), pinus (Ouimet et al., 2015; Xue et al., 2022) e em plantios com espécies nativas para recuperação de áreas degradadas (Goulart, 2017; Nalesso, 2021; Guerrini et al., 2021). O aumento do sequestro de C no solo pela aplicação do lodo de esgoto demonstra a sua importância para o combate das mudanças climáticas e para dar uma função adequada a esse resíduo (Figura 13) (Jandl et al., 2014; Goulart, 2017; Gross; Harrison, 2019).

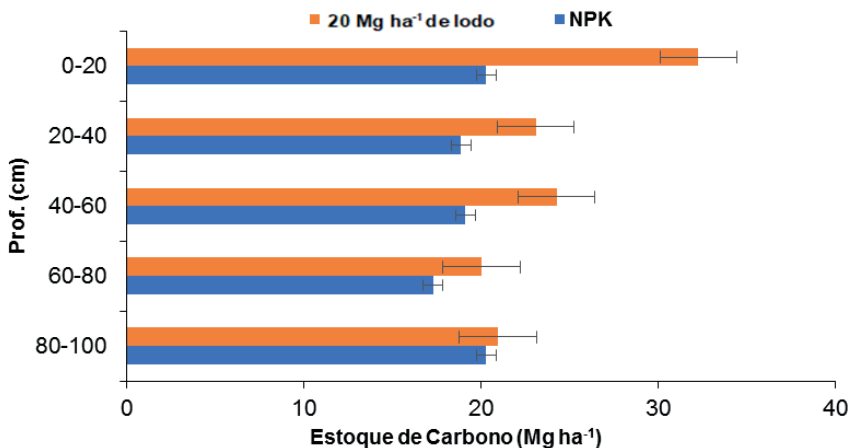



Figura 13. Estoque de carbono no solo (Mg ha^{-1}) até 1 metro de profundidade após 9 anos da aplicação de adubação NPK e 20 Mg ha^{-1} de lodo de esgoto em área degradada. Fonte: Adaptado de Goulart (2017).

Outros resíduos orgânicos como o biocarvão ou *biochar* e alguns resíduos industriais, como aqueles de empresas de papel e celulose, são também extremamente recomendados para o aumento dos teores de C do solo, sequestro de C e aumento da sustentabilidade dos plantios florestais (Magesan; Wang, 2003; Guerrini, 2014; Gross et al., 2021; Rockwood et al., 2022).

Considerações finais

As plantações florestais brasileiras são as mais produtivas e sustentáveis do mundo, não só pelo uso de práticas de controle de erosão e proibição da queima para limpeza do terreno, mas especialmente pelo uso do cultivo mínimo do solo, que mantém os restos vegetais da colheita anterior sobre o solo, além da serapilheira acumulada durante a rotação. Essas práticas promovem um grande acúmulo de matéria orgânica e, consequentemente, maior sequestro de C pelo solo. O uso de resíduos urbanos e industriais como fertilizantes orgânicos em seus plantios comerciais, ou na recuperação de áreas degradadas e regeneração de florestas nativas, pode incrementar, em muito e de forma rápida, esse sequestro de carbono pelos solos florestais, o que faz dessa área uma das mais importantes para o combate dos efeitos das mudanças climáticas.

Referências

ABREU-JUNIOR, C. H.; FIRME, L. P.; MALDONADO, C. A. B.; MORAES NETO, S. P.; ALVES, M. C.; MURAOKA, T.; BOARETTO, A. E.; GAVA, J. L.; HE, Z.; NOGUEIRA, T. A. R.; CAPRA, G. F. Fertilization using sewage sludge in unfertile tropical soils increased wood production in Eucalyptus plantations. **Journal of Environmental Management**, v. 203, p. 51-58, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.074.

ACHAT, D. L.; DELEUZE, C.; LANDMANN, G.; POUSSE, N.; RANGER, J.; AUGUSTO, L. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth – A meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, v. 348, p. 124-141, 2015. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.042.

BARBOSA, R. I.; FEARNSIDE, P. M. Above-ground biomass and the fate of carbon after burning in the savannas of Roraima, Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 216, p. 295-316, 2005. DOI: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.042

BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; FERREIRA, L. V.; PERES, C. A. Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v.247, p.91-97, 2007. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.017.

BASILE-DOELSCH, I.; BALESDENT, J.; PELLERIN, S. Reviews and syntheses: The mechanisms underlying carbon storage in soil. **Biogeosciences**, v. 17, p. 5223-5242, 2020. DOI: https://doi:10.5194/bg-17-5223-2020.

BATLLE-BAYER, L.; BATJES, N. H.; BINDRABAN, P. S. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: A review. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 137, p. 47-58, 2010. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.02.003.

BERTHRONG, S. T.; PIÑEIRO, G.; JOBBAGY, E. G.; JACKSON, R. B. Soil C and N changes with afforestation of grasslands across gradients of precipitation and plantation age. **Ecological Applications**, v. 22, p. 76-86, 2012. DOI: https://doi.org/10.1890/10-2210.1.

BINKLEY, D.; FISHER, R. F. **Ecology and management of forest soils**. 5ª ed. Hoboken: Wiley-Blackwell, 2019. 435 p. DOI: https://doi.org/10.1002/9781119455745.

BOSSIO, D. A.; COOK-PATTON, S. C.; ELLIS, P. W.; FARGIONE, J.; SANDERMAN, J.; SMITH, P.; WOOD, S.; ZOMER, R. J.; VON UNGER, M.; EMMER, I. M.; GRISCOM, B. W. The role of soil carbon in natural climate solutions. **Nature Sustainability**, v. 3, p. 391-398, 2020. DOI: https://doi.org/10.1038/s41893-020-0491-z.

BROSSARD, M.; LOPES ASSAD, M. L.; CHAPUIS, L.; BARCELLOS, A. O. Estoques de carbono em solos sob diferentes fitofisionomias de cerrados. In: LEITE, L. L.; SAITO, C. H. (ed.). **Contribuição ao conhecimento ecológico do cerrado**. Brasília: Universidade de Brasília, 1997. p. 272-277.

BUSTAMANTE, M. M. C.; CORBEELS, M.; SCOPEL, E.; ROSCOE, R. Soil carbon storage and sequestration potential in the Cerrado Region of Brazil. In: LAL, R., CERRI, C. C., BERNOUX, M., ETCHEVERS, J., CERRI, E. (ed.). **Carbon sequestration in soils of Latin America**. Binghamton: The Haworth Press, 2006. p. 285-299.

BUSTAMANTE, M. M. C.; FERREIRA, L. G. Land-use change and the carbon budget in the Brazilian Cerrado. In: HILL, M. J. E HANAN, N. P. (ed.). **Ecosystem function in savannas: measurement and modeling at landscape to global scales**. Boca Raton: CRC Press, 2010. p. 367-380.

CAMPOE, O. C.; STAPE, J. L; LACLAU, J. P.; MARSDEN, C.; NOUVELLON, Y. Stand-level patterns of carbon fluxes and partitioning in a *Eucalyptus grandis* plantation across a gradient of productivity, in São Paulo State, Brazil. **Tree Physiology**, v. 32, p. 696-706, 2012. DOI: https://doi.org/10.1093/treephys/tps038.

CAMPOE, O. C.; ALVARES, C. A.; CARNEIRO, R. L.; BINKLEY, D.; RYAN, M. G.; HUBBARD, R. M.; STAHL, J.; MOREIRA, G.; MORAES, L. F.; STAPE, J. L. Climate and genotype influences on carbon fluxes and partitioning in *Eucalyptus* plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 475, 118445, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118445.

CASTRO, E. A.; KAUFFMAN, J. B. Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. **Journal of Tropical Ecology**, v. 14, p. 263-283, 1998. DOI: https://doi.org/10.1017/S0266467498000212.

CHABBI, A.; LEHMANN, J.; CIAIS, P.; LOESCHER, H. W.; COTRUFO, M. F.; DON, A.; SANCLEMENTS, M.; SCHIPPER, L.; SIX, J.; SMITH, P.; RUMPEL, C. Aligning agriculture and climate policy. **Nature Climate Change**, v. 7, p. 307-309, 2017. DOI: https://doi.org/10.1038/nclimate3286.

CHAMBERS, J. Q.; HIGUCHI, N.; SCHIMEL, J. P.; FERREIRA, L. V.; MELACK, J. M. Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests of the central Amazon. **Oecologia**, v. 122, p. 380-388, 2000. DOI: https://doi.org/10.1007/s004420050044.

COOK-PATON, S. C.; LEAVITT, S. M.; GIBBS, D.; HARRIS, N. L.; LISTER, K.; TEIXEIRA, K. J. A.; BRIGGS, R. D.; CHAZDON, R. L.; CROWTHER, T. W.; ELLIS, P. W.; GRISCON, H. P.; HERRMANN, V.; HOLL, K. D.; HOUGTHON, R. A.; LARROSA, C.; LOMAX, G.; LUCAS, R.; MADSEN, P.; MALHI, Y.; PAQUETTE, A.; PARKER, J. D.; PAUL, K.; ROUTH, D.; ROXBURGH, S.; SAATCHI, S.; VAN DEN HOOGEN, J.; WALER, W. S.; WHEELER, C. E.; WOOD, S. A.; XU, L.; GRIXOM, B. Mapping carbon accumulation potential from global natural forest regrowth. **Nature**, v. 585, p. 545-550, 2020. DOI: https://doi.org/10.1038/s41586-020-2686-x.

COVINGTON, W.W . Changes in forest floor, organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods. **Ecology**, v. 62, p.41–48, 1981. DOI: https://doi.org/10.2307/1936666

DELITTI, W. B. C.; BURGER, D. M. Carbon and mineral nutrient pools in a gallery forest at Mogi Guaçu River, Southeast Brazil. **Annals Forest Science**, v. 57, p. 39-47, 2000. DOI: https://doi.org/10.1051/forest:2000109.

ECLESIA, R. P.; JOBBAGY, E. B.; JACKSON, R. B.; BIGANZOLI, F.; PIÑEIRO, G. Shifts in soil organic carbon for plantation and pasture establishment in native forests and grasslands of South America. **Global Change Biology**, v. 18, p. 3237-3251, 2012. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02761.x.

FLORENTINO, A. L.; FERRAZ, A. V.; GONÇALVES, J. L. M.; ASENSIO, V.; MURAOKA, T.; DIAS, C. T. S.; NOGUEIRA, T. A. R.; CAPRA, G. F.; ABREU-JUNIOR, C. H. Long-term effects of residual sewage sludge application in tropical soils under *Eucalyptus* plantations. **Journal of Cleaner Production**, v. 220, p. 177-187, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.065.

FOOTE, J. A.; BOUTTON, T. W.; SCOTT, D. A. Soil C and N storage and microbial biomass in US southern pine forests: Influence of forest management. **Forest Ecology and Management**, v. 355, p. 48-57, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.036.

GABIRA, M. M.; SILVA, R. B. G.; BORTOLHEIRO, F. P. A. P.; MATEUS, C. M. D.; VILLAS BOAS, R. L.; ROSSI, S.; GIRONA, M. M.; SILVA, M. R. Composted sewage sludge as an alternative substrate for forest seedlings production. **IForest**, v. 14, p. 569-575, 2021. DOI: https://doi.org/10.3832/ifor3929-014.

GIBSON, T. S.; CHAN, K. Y.; SHARMA, G.; SHEARMAN, R. **Soil carbon sequestration utilising recycled organics. a review of the scientific literature.** Orange: The Organic Waste Recycling Unit, NSW Agriculture, 2002. 74 p.

GLICK, B. R. Soil microbes and sustainable agriculture. **Pedosphere**, v. 28, p. 167-169. 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60020-7.

GONÇALVES, J. L. M.; STAPE, J. L.; BENEDETTI, V.; FESSEL, V. A. G.; GAVA, J. L. Reflexos do cultivo mínimo intensivo do solo em sua fertilidade e na nutrição das árvores. In: GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. (ed.). **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: IPEF, 2000. p. 1-57.

GONÇALVES, J. L. M. Cultivo mínimo aumenta produção florestal. **Revista Visão Agrícola**, v. 9, p. 183-186, 2009.

GONÇALVES, J. L. M.; SILVA, L. D.; BEHLING, M.; ALVARES, C. A. Management of industrial forest plantation. In: BORGES, J. G.; DIAZ-BALTEIRO, L.; MCDILL, M.E.; RODRIGUEZ, L. C. E. (ed.). **The management of industrial forest plantations: Theoretical foundations and applications**. Managing Forest Ecosystems. Book Series, v. 33, p. 91-119. Dordrecht: Springer, 2014. DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-017-8899-1__4.

GOULART, L. M. L. **Ciclagem de carbono em solo recuperado com lodo de esgoto compostado e espécies nativas da Mata Atlântica**. 2017. 89 f. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

GOYA, J. F.; FRANGI, J. L.; PEREZ, C. A.; TEA, F. D. Decomposition and nutrient release from leaf litter in *Eucalyptus grandis* plantations on three different soils in Entre Rios, Argentina. **Bosque**, v. 29, p. 217-226, 2008. DOI: https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002008000300005.

GROSS, C. D.; HARRISON, R. B. The case for digging deeper: Soil organic carbon storage, dynamics, and controls in our changing world. **Soil Systems**, v. 3, 28, 2019. DOI: https://doi.org/10.3390/soilsystems3020028.

GROSS, A.; BROMM, T.; GLASER, B. Soil organic carbon sequestration after biochar application: A global meta-analysis. **Agronomy**, v. 11, 2474, 2021. DOI: https://doi.org/10.3390/agronomy11122474.

GUERRINI, I. A. Contribuição do uso de resíduos para a nutrição e produção de espécies florestais. In: PRADO, R. M.; WADT, P. G. S. (ed.). **Nutrição e adubação de espécies florestais e palmeiras**. 1ed. Jaboticabal: FCAV/CAPES, 2014. p. 137-172.

GUERRINI, I. A.; SAMPAIO, T. F.; BOGIANI, J. C.; BACKES, C.; HARRISON, R. B.; OLIVEIRA, F. C.; GAVA, J. L.; TRABALLI, R. C.; MOTA, R. G. M.; RODER, L. R.; GRILLI, E.; GANGA, A.; JAMES, J. N.; CAPRA, G. F. Sewage sludge as a pedotechnomaterial for the recovery of soils compacted by heavy machinery on *Eucalyptus* commercial plantation. **Journal of Cleaner Production**, v. 325, 129320, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129320.

HARRISON, R. B., GUERRINI, I. A., HENRY, C. H, COLE, D. W. Reciclagem de resíduos industriais e urbanos em áreas de reflorestamento. **Circular Técnica IPEF**, n. 198, 22 p, 2003.

HARRISON, R. B.; FOOTEN, P. W.; STRAHM, B. D. Deep soil horizons: Contribution and importance to soil carbon pools and in assessing whole-ecosystem response to management and global change. **Forest Science**, v. 57, p. 67-76, 2011. DOI: https://doi.org/10.1093/forestscience/57.1.67.

HOUGHTON, R. A.; LAWRENCE, K.; HACKLER, J.; BROWN, S. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. **Global Change Biology**, v.7, p.731-746, 2001. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2001.00426.x

INSAM, H.; GÓMEZ-BRANDÓN, M.; ASCHER-JENULL, J. Recycling of organic wastes to soil and its effect on soil organic carbon status. In: GARCIA, C; NANNIPIERI, P.; HERNANDEZ, T. (ed.) **The future of soil carbon**: its conservation and formation. London: Academic Press, 2018. p. 195-214. DOI: https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811687-6.00007-9

JAMES, J.; HARRISON, R. The effect of harvest on forest soil carbon: A meta-analysis. **Forests**, v. 7, 308, 2016. DOI: https://doi.org/10.3390/f7120308.

JANDL, R.; VESTERDAL, L.; OLSSON, M.; BENS, O.; BADECK, F.; ROCK, J. Carbon sequestration and forest management. **CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources**, v. 2, p. 1-16, 2007. DOI: https://doi.org/10.1079/PAVSNNR20072017.

JANDL, R.; RODEGHIERO M.; MARTINEZ, C; COTRUFO M. F.; BAMPA, F.; VAN WESEMAEL, V.; HARRISON, R. B.; GUERRINI, I. A.; RICHTER JR., D. B.; RUSTAD, L.; LORENZ, K.; CHABBI, A.; MIGLIETTA, F. Current status, uncertainty and future needs in soil organic carbon monitoring. **Science of the Total Environment**, v. 468-469, p. 376-383, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.026.

KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L.; BABBITT, R. Fire in the Brazilian Amazon: 1. Biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forests. **Oecologia**, v. 104, p. 397–408, 1995. DOI: https://doi.org/10.1007/BF00341336.

KRISHNA, M. P.; MOHAN, M. Litter decomposition in forest ecosystem: a review. **Energy, Ecology and Environment**, v. 2, p. 236-249, 2017. DOI: https://doi.org/10.1007/s40974-017-0064-9.

LACLAU, J. P.; NOUVELLON, Y.; REINE, C.; GONÇALVES, J. L. M.; KRUSHE, A. V.; JOURDAN, C.; LE MAIRE, G.; BOUILLET, J. P. Mixing *Eucalyptus* and *Acacia* trees leads to fine root over-yielding and vertical segregation between species. **Oecologia**, v. 172, p. 903-913, 2013. DOI: https://doi.org/10.1007/s00442-012-2526-2.

LACLAU, J. P.; RANGER, J.; GONÇALVES, J. L. M.; MAQUERE, V.; KRUSCHE, A. V.; M'BOU, A. T.; NOUVELLON, Y.; SAINT-ANDRE, L.; BOUILLET, J. P.; PICCOLO, M. C.; DELEPORTE, P. Biogeochemical cycles of nutrients in tropical eucalypt plantations: Main features shown by intensive monitoring in Congo and Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 259, p. 1771-1785, 2010. DOI: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.06.010.

LACLAU, J. P. **Dynamique du fonctionnement minéral d'une plantation d'Eucalyptus. Effets du reboisement sur un sol de savane du littoral congolais: conséquences pour la gestion des plantations industrielles**. 1991. 146 f. Tese (Doutorado). Institut National Agronomique Paris-Grignon.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, v. 304, p. 1623-1627, 2004. DOI: https://doi.org/10.1126/science.1097396.

LAL, R. Forest soils and carbon sequestration. **Forest Ecology and Management**, v. 220, p. 242-258, 2005. DOI: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.015.

LAL, R. Beyond COP21: Potential and challenges of the "4 per Thousand" initiative. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 71, p. 20-25, 2016. DOI: https://doi.org/10.2489/jswc.71.1.20A.

LAL, R. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. **Global Change Biology**, v. 24, p. 3285-3301, 2018. DOI: https://doi.org/10.1111/gcb.14054.

LARDY, L.; BROSSARD, M.; LOPES ASSAD, M. L.; LAURENT, J. Y. Carbon and phosphorus stocks of clayey Ferralsols in Cerrado native and agroecosystems, Brazil. **Agriculture Ecosystem & Environment**, v. 92, p. 147-158, 2002. DOI: https://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00303-6.

MAGESAN, G. N.; WANG, H. Application of municipal and industrial residuals in New Zealand forests: an overview. **Australian Journal of Soil Research**, v. 41, p. 557-569, 2003. DOI: https://doi.org/10.1071/sr02134.

MANCA, A.; SILVA, M. R.; GUERRINI, I. A.; FERNANDES, D. M.; VILLAS BÔAS, R. L.; SILVA, L. C.; FONSECA, A. C.; RUGGIU, M. C.; CRUZ, C. V.; SIVISACA, D. C. L.; MATEUS, C. M. D.; MURGIA, I.; GRILLI, E.; GANGA, A.; CAPRA, G. F. Composted sewage sludge with sugarcane bagasse as a comercial substrate for *Eucalyptus urograndis* seedling production. **Journal of Cleaner Production**, v. 269, 122145, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122145.

MAQUERE, V.; LACLAU, J. P.; BERNOUX, M.; SAINT-ANDRE, L.; GONÇALVES, J. L. M.; CERRI, C. C.; PICCOLO, M. C.; RANGER, J. Influence of land use (savanna, pasture, *Eucalyptus* plantations) on soil carbon and nitrogen stocks in Brazil. **European Journal of Soil Science**, v. 59, p. 863-877, 2008. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01059.x.

MAYER, M.; PRESCOTT, C. E.; ABAKER, W. E. A.; AUGUSTO, L.; CÉCILLON, L.; FERREIRA, G. W. D.; JAMES, J.; JANDL, R.; KATZENSTEINER, K.; LACLAU, J. P.; LAGANIÈRE, J.; NOUVELLON, Y.; PARÉ, D.; STANTURF, J. A.; VANGUELOVA, E. I.; VESTER, L. 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. **Forest Ecology and Management**, v. 466, 118127, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118127.

MEENA, M. D.; YADAV, R. K.; NARJARY, B.; YADAV, G.; JAT, H. S.; SHEORAN, P.; MEENA, M. K.; ANTIL, R. S.; MEENA, B. L.; SINGH, H. V.; MEENA, V. S.; RAI, P. K.; GHOSH, A.; MOHARANA, P. C. Municipal solid waste (MSW): Strategies to improve salt affected soil sustainability: A review. **Waste Management**, v. 84, p. 38-53, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.11.020.

MITEVA, D. A.; KENNEDY, C. M.; BAUMGARTEN, L. **Carbon valuation applied to the Brazilian Cerrado.** The nature conservancy. 2014. 7 p. Disponível em: http://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/EcosystemServices/tnc_dow_collaboration/brazil/Pages/default.aspx . Acesso em: 10 set. 2021.

MORAIS, V. A.; SCOLFORO, J. R. S.; SILVA, C. A.; MELLO, J. M.; GOMIDE, L. R.; OLIVEIRA, A. D. Carbon and biomass stocks in a fragment of cerrado in Minas Gerais State, Brazil. **Cerne**, v. 19, p. 237-245, 2013. DOI: https://doi.org/10.1590/S0104-77602013000200007.

NALESSO, P. H. P. **Efeito do lodo de esgoto no crescimento de espécies nativas da Mata Atlântica, na fertilidade do solo e na dinâmica de fungos micorrízicos arbusculares.** 2021. 86 f. Tese (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

NAVE, L. E.; VANCE, E. D.; SWANSTON, C. W.; CURTIS, P. S. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. **Forest Ecology and Management**, v. 259, p. 857–866, 2010. DOI: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.009.

OADES, J. M. The retention of organic matter in soils. **Biogeochemistry**, v. 5, p. 35-70, 1988. DOI: https://doi.org/10.1007/BF02180317.

OUIMET, R.; PION, A-P.; HÉBERT, M. Long-term response of forest plantation productivity and soils to a single application of municipal biosolids. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 95, p. 187-199, 2015. DOI: https://doi.org/10.1139/cjss-2014-048.

PRENTICE, I. C.; FARQUHAR, G. D.; FASHAM, M. J. R.; GOULDEN, M. L.; HEIMANN, M.; JARAMILLO, V. J.; KHESHGI, H. S.; LE QUÉRÉ, C.; SCHOLES, R. J.; WALLACE, D. W. R. The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide. In: HOUGHTON, J. T.; DING, Y.; GRIGGS, D.; NOGUER, M.; VAN DER LINDEN, P.; DAI, X.; MASKELL, K.; JOHNSON, C. **Climate Change 2001:** The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, U. K. p. 183–237.

PRESCOTT, C. E. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? **Biogeochemistry**, v. 101, p. 133-149, 2010. DOI: https://doi.org/10.1007/s10533-010-9439-0.

PRESCOTT, C. E.; VESTERDAL, L. Decomposition and transformations along the continuum from litter to soil organic matter in forest soils. **Forest Ecology and Management**, v. 498, 119522, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119522.

PRITCHETT, W. L. **Properties and management of forest soils**. New York: John Wiley, 1979.

ROCHA, J. H. T.; MARQUES, E. R. G.; GONÇALVES, J. L. M.; HÜBNER, A.; BRANDANI, C. B.; FERRAZ, A. D. V.; MOREIRA, R. M. Decomposition rates of forest residues and soil fertility after clear-cutting of *Eucalyptus grandis* stands in response to site management and fertilizer application**. Soil Use and Management**, v. 32, p. 289-302, 2016a. DOI: https://doi.org/10.1111/sum.12283.

ROCHA, J. H. T.; GONÇALVES, J. L. M.; GAVA, J. L.; GODINHO, T. O.; MELO, E. A. S. C.; BAZANI, J. H.; HÜBNER, A.; ARTHUR JR, J. C.; WICHERT, M. P. Forest residue maintenance increased the wood productivity of a Eucalyptus plantation over two short rotations. **Forest Ecology and Management**, v. 379, p. 1-10, 2016b. DOI: https://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.042.

ROCKWOOD, D. L.; ELLIS, M. F.; FABBRO, K. W. Economic potential for carbon sequestration by short rotation eucalypts using biochar in Florida, USA. **Trees, Forests and People**, v. 7, 100187, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.tfp.2021.100187.

RODRIGUES, M. S.; GUERRINI, I. A. Uso de composto de lixo urbano em florestas comerciais e de recuperação: potencialidades e limitações. In: SILVA, F. C; PIRES, A. M. M.; RODRIGUES, M. S.; BARREIRA, L. (ed.). **Gestão pública de resíduo sólido urbano: compostagem e interface agro-florestal**. 1ed. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais-FEPAF, 2009, v. 1, p. 141-166.

RUMPEL, C.; CHABBI, A. Managing soil organic carbon for mitigating climate change and increasing food security. **Agronomy**, v. 11, 1553, 2021. DOI: https://doi.org/10.3390/agronomy11081553.

RYAN, M. G.; STAPE, J. L.; BINKLEY, D.; FONSECA, S.; LOOS, R. A.; TAKAHASHI, E. N.; SILVA, C. R.; SILVA, S. R.; HAKAMADA, R. E.; FERREIRA, J. M.; LIMA, A. M. N.; GAVA, J. L.; LEITE, F. P.; ANDRADE, H. B.; ALVES, J. M.; SILVA, G. G. C. Factors controlling *Eucalyptus* productivity: How water availability and stand structure alter production and carbon allocation. **Forest Ecology and Management**, v. 259, p. 1695-1703, 2010. DOI: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.013.

SWITZER, G. L.; NELSON, L. E. Nutrient accumulation and cycling in loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantation ecosystems: the first twenty years. **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 36, p. 143-147, 1972.

SCHWERZ, F.; DOURADO NETO, D.; CARON, B. O.; TIBOLLA, L. B.; SGARBOSSA, J.; ELOY, E.; ELLI, E. F.; CARVALHO, L. G. Carbon stocks, partitioning, and wood composition in short-rotation forestry system under reduced planting spacing. **Annals of Forest Science**, v. 77, p. 1-18, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/s13595-020-00974-w.

SEMINÁRIO SOBRE CULTIVO MÍNIMO DO SOLO EM FLORESTAS, 1., 1995, Curitiba. **Anais**... Piracicaba: CNPFloresta/IPEF/UNESP/SIF/FUPEF, 1995. 162 p.

SHUMACHER, M. V.; LOPES, V. G. Ciclagem biogeoquímica dos nutrientes em plantações comerciais de eucaliptos e pinus. In: PRADO, R.M.; WADT, P.G.S. **Nutrição e adubação de espécies florestais e palmeiras**. Jaboticabal: FCAV/CAPES, 2014. p. 251-275.

SIX, J.; CONANT, R. T.; PAUL, E. A.; PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, v .241, p. 155-176, 2002. DOI: https://doi.org/10.1023/A:1016125726789.

SILVA, C. P. **Desenvolvimento inicial do eucalipto e fertilidade do solo após aplicação de lodo de esgoto puro e compostado**. 2019. 172 f. Tese (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

SILVA, L. O. C.; FONSECA, A. C.; SIVISACA, D. C. L.; SILVA, M. R.; BOAS, R. L. V.; GUERRINI, I. A. Sewage sludge compost associated to frequency of irrigation for *Peltophorum dubium* (sprengel) taubert seedlings production. **Floresta**, v. 50, p. 1389-1398, 2020. DOI: https://doi.org/10.5380/rf.v50i2.64158.

SILVA, S. C.; BERTON, R. S.; CHITOLINA, J. C.; BALLESTERO, S. D. Recomendações técnicas para o uso agrícola do composto de lixo urbano no estado de São Paulo. Campinas: EMBRAPA INFORMÁTICA AGROPECUÁRIA, 2002. 17 p. (Circular Técnica, 3).

SUAREZ, D. R.; ROZENDAAL, D. M. A.; SY, V. D.; PHILLIPS, O. L.; ALVAREZ-DÁVILA, E.; TEIXEIRA, K. A.; MURAKAMI, A. A.; ARROYO, L.; BAKER, T. R.; BONGERS, F.; BRIENEN, R. J. W.; CARTER, S.; COOK-PATON, S. C.; FELDPAUSCH, T. R.; GRISCON, B. W.; HARRIS, N.; HÉRAULT, B.; CORONADO, E. N. H.; LEAVITT, S. M.; LEWIS, S. L.; MARIMON, B. S.; MENDOZA, A. M.; N'DJA, J. K.; N'GUESSAN, A. E.; POORTER, L.; QIE, L.; RUTISHAUER, E.; SIST, P.; SONKÉ, B.; SULLIVAN, M. J. P.; VILANOVA, R.; WANG, M. M. H.; MARTIS, C.; HEROLD, M. Estimating aboveground net biomass change for tropical and subtropical forests: refinement of IPCC default rates using forest plot data. **Global Change Biology**, v. 25, p. 3609-3624, 2019. DOI: https://doi.org/10.1111/gcb.14767.

TONUCCI, R. G.; NAIR, P. K. R.; NAIR, V. D.; GARCIA, R.; BERNARDINO, F. S. Soil Carbon storage in silvopasture and related land-use systems in the Brazilian Cerrado. **Journal of Environmental Quality**, v. 40, p. 833-841, 2011. DOI: https://doi.org/10.2134/jeq2010.0162.

VIEIRA, S. A.; ALVES, L. F.; DUARTE-NETO, P. J.; MARTINS, S. C.; VEIGA, L. G.; SCARANELLO, M. A.; PICOLLO, M. C.; CAMARGO, P. B.; CARMO, J. B.; SOUZA NETO, E.; SANTOS, F. A. M.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above- and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. **Ecology and Evolution**, v. 1, p. 421-434, 2011. DOI: https://doi.org/10.1002/ece3.41.

XUE, J.; KIMBERLEY, M. O.; MCKINLEY, R. B. Impact of nitrogen input from biosolids application on carbon sequestration in a *Pinus radiata* forest, **Forest Ecosystems**, v. 9, 100020, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.fecs.2022.100020.

YANAI, R. D.; CURRIE, W. S.; GOODALE, C. L. Soil carbon dynamics after forest harvest: an ecosystem paradigm reconsidered. **Ecosystems**, v. 56, p. 197–212, 2003. DOI: https://doi.org/10.1007/s10021-002-0206-5

YANG, Y.; HOBBIE, S. E.; HERNANDEZ, R. R.; FARGIONE, J.; GRODSKY, S. M.; TILMAN, D.; ZHU, Y-G; LUO, Y.; SMITH, T. M.; JUNGERS, J. M.; YANG, M.; CHEN, W-Q. Restoring abandoned farmland to mitigate climate change on a full earth. **One Earth,** v. 3, p. 176-186, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.07.019.

WAN, X.; XIAU, L.; VADEBONCOEUR, M. A.; JOHNSON, C. E.; HUANG, Z. Response of mineral soil carbon storage to harvest residue retention depends on soil texture: a meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, v. 408, p. 9-15, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.028.

ZINN, Y. L.; RESCK, D. V. S.; SILVA, J. E. Soil organic carbon as affected by afforestation with *Eucalyptus* and *Pinus* in the Cerrado region of Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 166, p. 285-294, 2002. DOI: https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00682-X.

Capítulo 25

A matéria orgânica do solo na cultura do café

Leônidas Carrijo Azevedo Melo
Bruno Cocco Lago
Keiji Jindo

Introdução

A produção de café no Brasil atingiu um recorde de 61,6 milhões de sacas (60 kg) em 2020, numa área total com cerca de 2,1 milhões de hectares (13% da área com lavouras em formação e 87%, em produção), sendo 54% da safra de café colhida no estado de Minas Gerais (CONAB, 2020). Isso demonstra a importância econômica e social da cadeia produtiva de café no Brasil, gerando empregos e riqueza com a exportação e consumo interno do grão. O valor bruto da produção de café, em 2020, foi estimado em cerca de 40,06 bilhões de reais e representa cerca de 6% da receita da produção agrícola brasileira; em Minas Gerais, o valor bruto da produção de café representa 60% do faturamento nacional da lavoura cafeeira e 35% do faturamento de todas as lavouras do Estado (Embrapa, 2021). O aumento de produtividade de grãos de café ao longo dos anos e a maior produção de cafés especiais dependem do manejo correto do solo e da adoção de práticas sustentáveis de manejo da fertilidade do solo.

A matéria orgânica do solo desempenha papel fundamental nos processos químicos, físicos e biológicos do solo, tanto em sistemas naturais quanto cultivados. Em sistemas cultivados, podem ocorrer perdas significativas no estoque de carbono (C) do solo ao longo do tempo (Figura 1), principalmente onde ocorre revolvimento intensivo do solo (Rangel; Silva, 2007) caracterizado pela substituição de ecossistemas naturais por áreas cultivadas, vem se intensificando nas últimas décadas, acarretando alterações na qualidade do solo e na dinâmica da matéria orgânica do solo (MOS). Nas lavouras de café, há uma dinâmica acentuada e complexa da matéria orgânica do solo, já que se trata de cultura perene, com significativa produção e ciclagem de biomassa (folhas e galhos) ao longo do ciclo de cultivo. Em relação aos sistemas naturais, as perdas

no estoque de C no solo com o cultivo convencional de café, isto é, arranquio de plantas para renovação de lavouras e o revolvimento do solo para manutenção das entrelinhas sem mato, podem chegar até cerca de 30%, em comparação com matas primárias e secundárias (Guimarães et al., 2014). Essas perdas de matéria orgânica podem ser reduzidas com a adoção de sistemas agroflorestais, dado que o solo é o principal reservatório de C (Ehrenbergerová et al., 2016). Somente na camada de 0 - 10 cm de solo, pode ocorrer acúmulo de C de cerca de 2,5 vezes maior do que o C estocado na parte aérea do cafeeiro (Silva et al., 2013). Por isso, o solo deve ser bem manejado para preservar a matéria orgânica e as várias funções e serviços ambientais a ela associados, de modo a assegurar a sustentabilidade das lavouras cafeeiras.

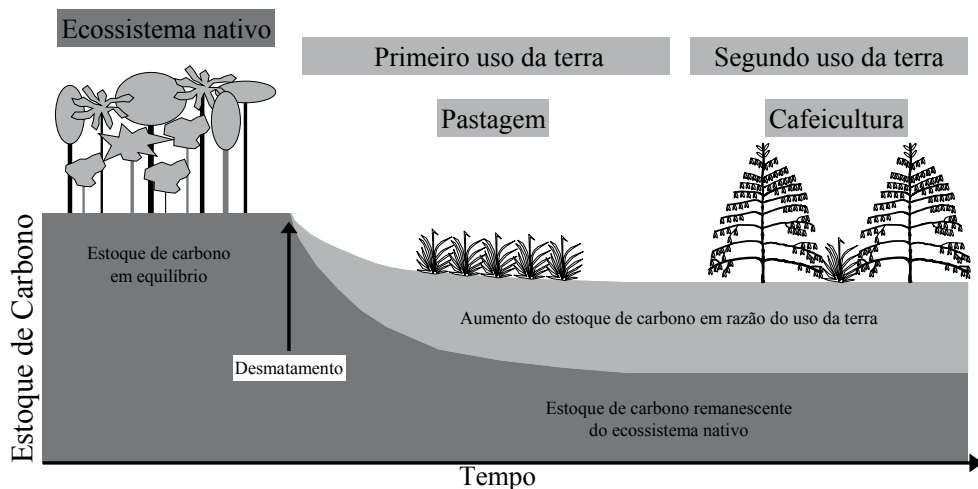



Figura 1 - Mudança no estoque de carbono devido à conversão da vegetação nativa à pastagem e, em sequência ao cultivo de cafeeiro.
Fonte: Adaptado de Cerri et al. (2017).

Neste capítulo são apresentados e discutidos tópicos relacionados ao manejo da lavoura cafeeira e seu efeito sobre o teor de matéria orgânica do solo e o estoque de C no solo. São discutidos os seguintes tópicos: adensamento do cafeeiro e o C armazenado no solo; produção *in situ* de material orgânico em lavoura cafeeira: podas e cultivos intercalares; sistemas de cultivo de café (convencional x orgânico x agroflorestal) e matéria orgânica do solo; e matéria orgânica do solo e produtividade do cafeeiro.

Adensamento do cafeeiro e o C armazenado no solo

No Brasil, as lavouras de café foram, inicialmente, implantadas em substituição às matas nativas. Até a década de 1970, as lavouras cafeeiras foram cultivadas com disposição das plantas em espaçamentos mais largos, a ponto de a densidade de plantio variar, à época, de 1.500 a 3.000 plantas/ha, com revolvimento intensivo do solo para manter a entrelinha do cafeeiro limpa. A partir da década de 1980, iniciaram-se pesquisas com sistemas mais adensados de café, com o aumento do estande de plantas para até 10.000 plantas/ha. Esse aumento na densidade permite melhor aproveitamento de água, nutrientes e luz solar pelo cafeeiro e, consequentemente, aumento da produtividade e do aporte de resíduos orgânicos nas lavouras.

Sistematicamente, foram poucos os estudos desenvolvidos no Brasil que visaram investigar o efeito do aumento da densidade de plantio de cafeeiro na matéria orgânica estocada no solo. Uma combinação de 12 espaçamentos de plantio foi estudada por Rangel et al. (2008a), com as linhas de plantio entre 2,0 e 3,5 m, e a distância entre plantas, na linha, variando entre 0,5 e 1,0 m, que geraram estandes de 2.857 a 10.000 plantas/ha, com o cultivo do cafeeiro em um Latossolo Vermelho distrófico de textura média, em Machado, MG. Além disso, os autores avaliaram os teores de carbono (C) orgânico e nitrogênio (N) total na projeção da copa e na entrelinha do cafeeiro, e compararam os resultados das áreas cultivadas com os teores de C e N no solo adjacente sob mata nativa. Após 11 anos de cultivo de cafeeiro, os autores observaram redução de 26% - 38% nos teores de C orgânico na camada de solo de 0 a 20 cm, em comparação ao solo sob mata nativa. Também se observou que, na camada superficial (até 10 cm), os teores de C orgânico foram maiores na entrelinha do que na projeção da copa do cafeeiro. Surpreendentemente, os maiores teores de C orgânico e N total foram observados na camada superficial (até 10 cm), nas lavouras com maior espaçamento entre plantas e linhas de plantio (3,5 x 1,0 m). Em continuação ao estudo na área descrita anteriormente, Rangel et al. (2008b) em Machado (MG) avaliaram a suscetibilidade à oxidação do C orgânico do solo em função das diferentes densidades de plantio e locais de coleta (projeção da copa e entrelinha) investigados e observaram que os teores de C lábil e C não lábil não foram influenciados pelo número de plantas por área, mas se mostraram dependentes do espaçamento entre uma linha e outra de plantio do cafeeiro, da profundidade do solo e do local de coleta da amostra de solo.

Em um estudo desenvolvido no estado do Paraná, Pavan et al. (1999) avaliaram o efeito da densidade de plantio de cafeeiro (900 - 7.100 plantas/ha) nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (Latossolo Vermelho argiloso), em lavoura cafeeira já implantada há 20 anos. Aumento nos teores de C orgânico, pH, Ca, Mg e K trocáveis, P disponível, além de aumento na retenção de água no solo e na colonização micorrízica com o aumento da densidade de plantio de cafeeiro foram observados. Por outro lado, houve diminuição significativa no teor de Al trocável e na biomassa microbiana, que foi atribuída a menor incidência de luz solar e redução da temperatura na superfície do solo em função do aumento da densidade de plantio de cafeeiro. Com o adensamento do sistema de plantio e diminuição na produção de ervas daninhas, pode-se afirmar que a maior produção de resíduos do próprio café por área, tais como ramos, folhas e raízes, associada à menor temperatura na superfície do solo e à redução da atividade microbiana, contribuíram para o aumento do teor de C orgânico, e melhoria nos atributos de fertilidade do solo influenciados pela matéria orgânica do solo. Além disso, a acumulação de resíduos na superfície do solo, em razão do adensamento da lavoura cafeeira, contribuiu para o controle da erosão, consequência do correto manejo dos resíduos vegetais, que reduziu a lixiviação de nutrientes. Dessa forma, a prática de adensamento da lavoura cafeeira se constituiu em estratégia eficiente para melhoria da fertilidade de solos ácidos, diminuição da erosão e uso eficiente de água e nutrientes pelo cafeeiro.

Os mecanismos relacionados à menor acidificação do solo em sistemas adensados de plantio são discutidos em Pavan et al. (1997) (Figura 2). Segundo esses autores, o adensamento do plantio melhora a eficiência de uso do N oriundo de fertilizantes minerais, devido à maior disponibilidade e quantidade de raízes com maior capacidade de absorver nutrientes no sistema de cultivo adensado. Com a maior absorção de nitrato ($N\text{-}NO_3^-$), em sistemas adensados de plantio, há uma maior liberação de ânions orgânicos e inorgânicos (OH^- e HCO_3^-) na rizosfera das plantas de cafeeiro que neutralizam o H^+ gerado pelo processo de nitrificação (oxidação do $N\text{-}NH_4^+$ para $N\text{-}NO_3^-$).

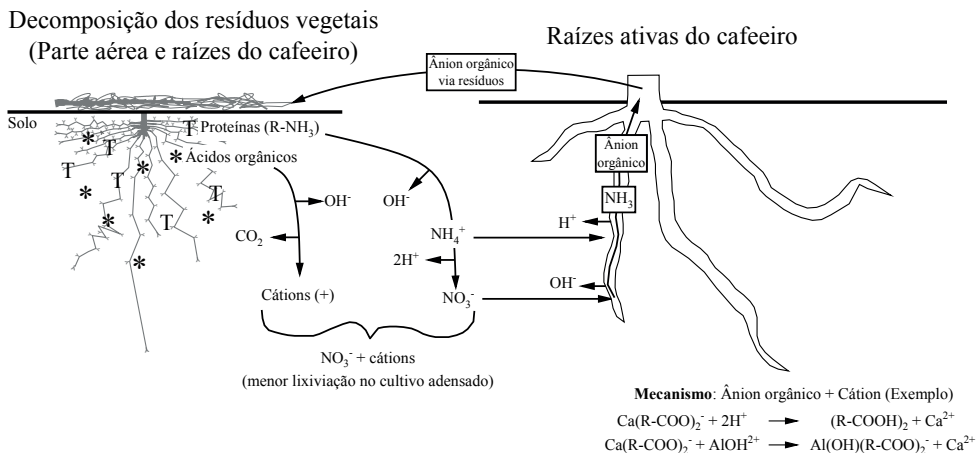



Figura 2 – Esquema do provável mecanismo do balanço de cátions e ânions em solos sob sistema adensado de plantio em lavoura cafeeira.

Fonte: Adaptado de Pavan et al. (1997).

A redução na lixiviação de N-NO_3^- e de ânions orgânicos em sistema adensado de lavoura cafeeira reduz também a lixiviação de bases trocáveis (Ca^{2+}, Mg^{2+} e K^+), que se movimentam no solo como íons acompanhantes de ânions ou grupamentos orgânicos capazes de se associarem a esses cátions. Dessa forma, essa alteração significativa em toda a dinâmica de nutrientes de mobilidade e de armazenamento de cátions no solo e de C e radicais orgânicos nas lavouras adensadas aumenta o tamponamento da acidez e retarda o processo de acidificação do solo, o que facilita o manejo devido à menor necessidade de aplicações superficiais de calcário para neutralizar a acidez decorrente da aplicação de doses elevadas de fertilizantes nitrogenados com maior poder de gerar acidez no solo (Pavan et al., 1997).

Produção *in situ* de resíduos orgânicos em lavoura cafeeira

O menor revolvimento do solo da lavoura de café reduz a perda de matéria orgânica do solo ao longo do tempo (Oliveira et al., 2008) em Barra do Choça (BA). Porém, aumentar o teor de matéria orgânica do solo pela adição de resíduos orgânicos externos em lavoura cafeeira é tarefa difícil devido ao grande volume necessário e alto custo associado ao transporte. Por isso, a produção de biomassa *in situ* associada à adoção de práticas de manejo conservacionistas que preservam e reduzem a oxidação do C orgânico é essencial.

Resíduos da poda do cafeeiro

Por muitas décadas a cafeicultura convencional no Brasil trabalhou com baixa densidade de plantio de café (<1.500 plantas/ha). Nas últimas décadas, houve mudanças significativas na condução de lavouras cafeeiras, de modo que é mais comum densidades de plantio entre 2.500 a 10.000 plantas/ha, o que demanda o manejo da poda e de seus resíduos nas lavouras cafeeiras. A poda do cafezal pode variar de leve desponte à poda drástica, com o corte do tronco do cafeeiro rente ao solo. Em anos recentes, tem crescido o uso do esqueletamento, que consiste no desponte (entre 1,5 e 2,0 m) e retirada dos ramos plagiotrópicos a cerca de 20 cm do tronco. O esqueletamento é utilizado no chamado manejo "safra zero", que tem como objetivo reduzir o custo de colheita, eliminando-se a colheita de grãos no ano de safra baixa, consequência do fenômeno de bienalidade típico da cafeicultura. Esse sistema de manejo altera a dinâmica da matéria orgânica do solo em razão da adição mais frequente de biomassa e, também, da maior exposição dessa biomassa à decomposição em razão da trituração dos resíduos orgânicos para formação de cobertura morta no solo (Figura 3). Além disso, as podas afetam significativamente o crescimento e o desenvolvimento de novas raízes, podendo a biomassa radicular atingir cerca de 50% da biomassa total da planta (Defrenet et al., 2016). Apesar do sistema de produção "safra zero" ter adoção crescente nas principais regiões produtoras de café no Brasil, ainda há uma carência de estudos para elucidar a dinâmica da matéria orgânica do solo e de nutrientes nesse sistema de cultivo e de manejo de poda do cafeeiro.

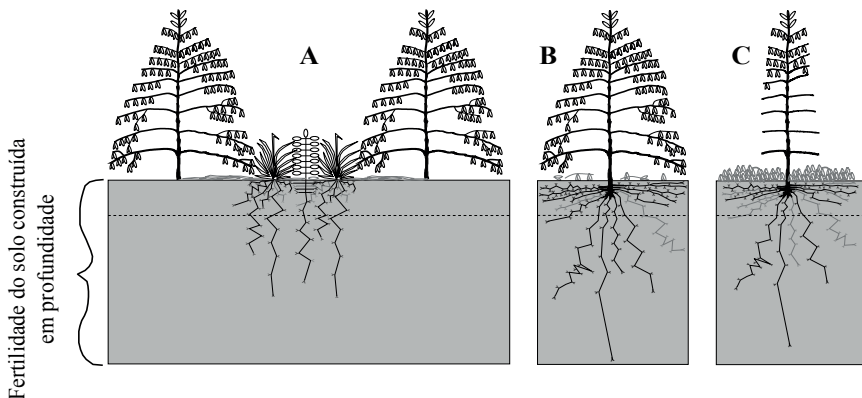



Figura 3 - Fontes de entrada de carbono no solo na cultura do café. (A) Carbono do solo derivado da vegetação da entrelinha, com detalhes para o material em decomposição e raízes; (B) Carbono do solo derivado das folhas e raízes mortas; e (C) Carbono do solo derivado da decomposição de material vegetal depositado no solo e proveniente da poda. Linha tracejada representa a área de maior concentração de raízes.

Fonte: Adaptado de Cerri et al. (2017).

Os estoques de C e N do solo em cronossequências nas três principais regiões produtoras de café de Minas Gerais, avaliando diferentes sistemas de manejo e cultivo do cafeeiro, com e sem poda, em comparação aos estoques de C e N em solo sob cultivo de pastagens foram quantificados por Cerri et al. (2017). Em lavouras cafeeiras na região Sul de Minas e no Cerrado de Minas Gerais, houve pouca ou nenhuma diferença nos estoques de C ao longo do tempo, tanto na camada de 0 - 10 cm quanto na camada de 0 - 30 cm, em função da mudança de uso da terra de pastagem para cultivo de café com ou sem poda. Na região da Zona da Mata de Minas Gerais, houve decréscimo significativo nos estoques de C nas camadas de 0 - 10 e 0 - 30 cm, contudo, essa redução foi devida ao histórico de uso e ao arranquio recente para renovação da lavoura em áreas de longo tempo de cultivo de café, causando movimentação intensa de solo e consequente oxidação da matéria orgânica. Os autores concluíram que o cultivo do café, comparado às áreas sob pastagem com adoção de boas práticas de manejo (ex. podas e controle eficiente do mato), propiciou a manutenção dos estoques de C e N do solo ao longo do tempo. Vale ressaltar, no entanto, que o manejo de podas não foi frequente (cerca de 1 poda a cada 10 anos), como costuma ser no manejo de "safra zero" (1 poda a cada 2 anos).

Na Figura 4 são apresentados os dados de monitoramento do teor de matéria orgânica do solo de cinco talhões sob cultivo de cafeeiro "safra zero", numa área total de 350 ha, em uma fazenda comercial de café no Sul de Minas. As podas do tipo esqueletamento foram realizadas nos anos 2014, 2016, 2018 e 2020 e todo o resíduo da poda foi depositado sobre o solo, depois de triturado com trincha. Há resultados contrastantes, ou seja, aumento da matéria orgânica, bem como decréscimo do teor de C em alguns anos e respostas específicas da prática de poda em cada um dos talhões. Os teores de C no solo são regulados por fatores bióticos e abióticos e nas áreas cultivadas são regulados pela quantidade de C no resíduo que é depositado no solo e pelas saídas de C do sistema solo-planta em função da erosão, lixiviação e, principalmente, do aumento da taxa de decomposição da matéria orgânica. Toda vez que o aporte de C via resíduo é maior do que o C emitido do solo para o ar, há acréscimo na matéria orgânica armazenada no solo, notadamente nas camadas superficiais de solos sob cultivo de lavouras perenes. Isso pode explicar os resultados contrastantes do aporte de resíduos da poda sobre o teor de matéria orgânica mostrados na Figura 4. Além disso, foi avaliada a camada de solo de 0 - 20 cm, de modo que amostragens de camada mais superficial do solo refletem melhor a variação do C do solo em função da disposição de resíduos na superfície do solo.

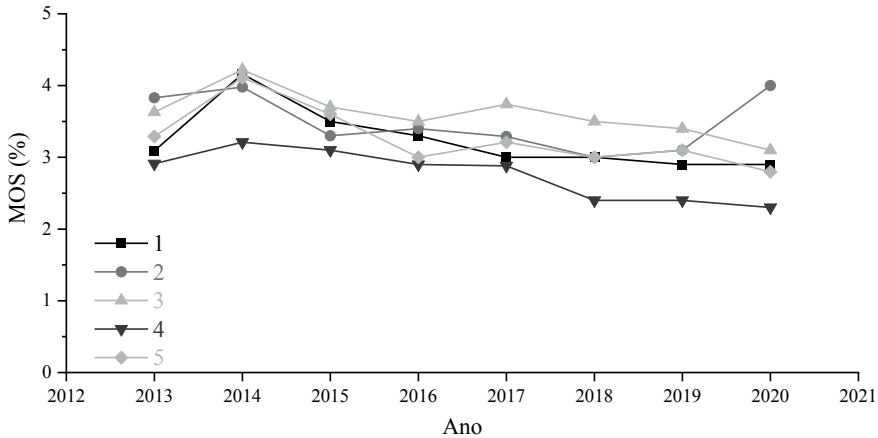



Figura 4. Teor de matéria orgânica do solo na camada de 0 - 20 cm em talhões da Fazenda da Lagoa, com o cultivo de cafeeiro sob manejo "safra zero", em Santo Antônio do Amparo-MG.

Fonte: Dados cedidos pelo Grupo NKG.

Por se tratar de área de cultivo comercial, não houve qualquer controle experimental e, portanto, os resultados não são conclusivos, apenas indicam uma tendência. Vale ressaltar, no entanto, que, por se tratar da camada de 0 a 20 cm, os teores de matéria orgânica do solo são relativamente elevados variando de 2,3% a 4,2% em área de cultivo de café. Considerando-se o teor de matéria orgânica do solo entre 2015 (1 ano após a 1ª poda) e 2020, houve variação de -35% (talhão 4) até +18% (talhão 2) no teor de matéria orgânica do solo. Na maioria das áreas monitoradas sob cultivo de cafeeiro, há uma tendência de queda no teor de matéria orgânica do solo, o que reforça a necessidade de mais estudos para estabelecer uma relação de causa-efeito, ou seja, em que situações de cultivo o C do resíduo da poda suplanta ou é menor do que o C do solo perdido por decomposição. Em relação ao efeito do manejo do solo e práticas de condução e de sistemas de cultivo de lavouras cafeeiras sobre a matéria orgânica do solo, alguns assuntos e perguntas científicas são mais relevantes para pesquisa, como se segue: a) Será que as podas frequentes aceleram a decomposição da matéria orgânica do solo por deixarem o solo mais exposto, ou seja, com menor cobertura vegetal viva?; b) Será que a composição química dos resíduos triturados causa um efeito *priming* negativo, por aumentar a taxa de decomposição da matéria orgânica nativa do solo?; c) O C do resíduo da poda no manejo "safra-zero" suplanta o C perdido do solo para o ar por decomposição? Essas questões merecem ser investigadas em estudos futuros para entender a dinâmica e evolução da

matéria orgânica do solo nesse sistema de podas bienais do cafeeiro, visto que é uma tendência de que o sistema "safra-zero" tenha uso crescente nos próximos anos/décadas.

Plantas de cobertura na entrelinha

Em lavouras cafeeiras, principalmente na entrelinha, a cobertura do solo é fator-chave para conferir proteção física contra a erosão, reduzir a temperatura e a lixiviação de nutrientes e aumentar a retenção de água no solo. Esse tema vem sendo estudado em sistemas de cultivos de cafeeiro há bastante tempo, com indicações de melhoria da retenção de C orgânico e da fertilidade do solo em razão da adoção de práticas conservacionistas no manejo das lavouras. Por exemplo, Pavan et al. (1986) avaliaram, durante sete anos, em estudo de campo com cafeeiro variedade Catuaí Vermelho num Latossolo Vermelho-Amarelo álico no Paraná, várias práticas de manejo do mato na linha e na entrelinha. Os melhores resultados foram obtidos com o uso de cobertura morta (*mulch*) na linha e ceifa do mato na entrelinha ou cobertura morta sobre toda a superfície do solo (linha e entrelinha), com aporte de palhada de *Urochloa humidicola* (gênero equivale à *Brachiaria*) em quantidades equivalentes a 40 e 140 t/ha/ano de matéria seca, respectivamente. Os benefícios resultantes do aporte de resíduos de braquiária sobre o solo foram associados à decomposição do material orgânico e consequente liberação de nutrientes, aumentos nos teores de C orgânico e do pH do solo, redução da acidez trocável e melhores condições químicas e biológicas para absorção de nutrientes pelas raízes do cafeeiro, o que influenciou positivamente os teores foliares de macronutrientes no cafeeiro. Por se tratar de estudo de longo prazo, ficou demonstrado o efeito calagem durante a decomposição do resíduo com alta C/N, reduzindo efeitos negativos da acidez do solo, sem, no entanto, afetar negativamente a disponibilidade de N em função de imobilização do nutriente pelos microrganismos decompositores.

Apesar dos resultados positivos apontados nesse estudo, as altas doses de material vegetal aplicadas, ou seja, produzidas em outro local e adicionadas como insumos orgânicos nas lavouras de café, inviabilizam seu uso em áreas distantes dos locais de produção dos resíduos e em extensas áreas de lavouras, conforme apontado pelos próprios autores do trabalho. Assim, uma alternativa interessante seria produzir biomassa *in situ* pelo uso de plantas de cobertura entre as linhas do cafeeiro. Apesar dessa prática ter aumentado em anos recentes, ela ainda é subutilizada na maioria das regiões produtoras de café, sobretudo no manejo diversificado de plantas de cobertura na entrelinha, com a finalidade de proteger o solo e produzir cobertura morta em

lavouras cafeeiras. O uso de consórcio de plantas de cobertura aumenta a complexidade funcional do C depositado no solo e diminui a decomposição microbiana, contribuindo para aumentar o estoque de C no solo (Lehmann et al., 2020). Além disso, um manejo ecológico e diversificado de plantas de cobertura pode servir não apenas para proteção e melhoria da fertilidade do solo, mas, também, auxiliar no controle de pragas e doenças, devido às plantas de cobertura atraírem e abrigarem inimigos naturais das principais pragas e doenças do cafeeiro (Fernandes, 2013; Rosado et al., 2021).

O crescimento rápido da braquiária constitui-se em prática vantajosa para a recuperação do teor da matéria orgânica do solo de cafezais. Em cafezais instalados para recuperação de áreas de mineração de bauxita, a gramínea consorciada produziu até 23 t/ha/ano de biomassa da parte aérea, o que resultou em acréscimos de até 50% no teor de C orgânico na camada entre 0 e 10 cm de solo (Vilas Boas et al., 2018). Esses benefícios são provenientes dos mecanismos adaptativos da gramínea, em parte explicado pelo amplo sistema radicular da braquiária (Cavalcante et al., 2019). Baptistella et al. (2020) em um artigo de revisão, mostraram esse papel das braquiárias em agroecossistemas tropicais, ou seja, os solos cultivados com essas gramíneas tendem a aumentar as quantidades de matéria orgânica em razão da grande quantidade de plantas, maior aporte de resíduos, inibição da nitrificação, rizodeposição (deposição de exsudatos radiculares na rizosfera) e a incorporação de N via palhada mais lignificada.

Para haver sequestro de C no solo, o fornecimento de N, também, é apontado como fator-chave para aumentar a estabilização e armazenamento de C orgânico no solo, notadamente na matéria orgânica associada aos minerais do solo (Cotrufo; Lavallee, 2022). Algumas espécies de plantas interagem com microrganismos que são capazes de fixar N_2 do ar e incorporar N à biomassa via processo de fixação biológica do nitrogênio (FBN), notadamente as leguminosas em associação simbiótica com bactérias. Assim, o uso de biomassa mais rica em N pode servir como fertilizante no consórcio de plantas (adubo verde) e fonte de N e de outros nutrientes para os microrganismos decompositores da matéria orgânica, e, em sequência, para os processos de estabilização de C no solo. A seguir, são apresentadas algumas leguminosas utilizadas como cultura de cobertura entre as linhas do cafeeiro e seu papel no teor e estoque de matéria orgânica do solo.

O cultivo de crotalária entre cultivares de café aumentou o teor de C orgânico em 7%, em média, entre cultivares, na camada de 0 - 20 cm (Ricci et al., 2005), devido à decomposição da grande quantidade de biomassa produzida pela leguminosa (16 t/ha), associado ao cultivo prévio da área com capim

elefante. Essa contribuição na matéria orgânica do solo também pode ser atribuída à zona radicular de maior concentração ou até mesmo ao maior alcance das raízes. Scaranari e Inforzato (1952) demonstraram maior alcance para as raízes de crotalária em relação às outras espécies de adubos verdes, apesar da maior parte se concentrar na camada até 30 cm de profundidade.

Silva et al. (2015) estudaram a substituição dos fertilizantes minerais nitrogenados por compostos orgânicos associados ou não ao feijão-de-porco. No segundo ano agrícola, foi observado que o uso da leguminosa, sem adição de composto, contribuiu para aumentar o teor e o estoque da matéria orgânica do solo, mesmo em condições de textura mais arenosa (Argissolo).

O aporte de palha por algumas leguminosas pode ser similar ou até maior quando comparado a algumas gramíneas em condições tropicais, o que resulta em maior contribuição de N para o cafeeiro. Em geral, as espécies de braquiária acumulam por volta de 100 kg/ha de N numa produção de até 16 t/ha de biomassa de parte aérea (Baptistella et al., 2020). Para esta mesma quantidade de biomassa, a crotalária fornece ao sistema em consórcio até o dobro de N (~200 kg/ha), sem considerar o N do solo, ou seja, proveniente exclusivamente da fixação biológica (Ricci et al., 2005). Na Tabela 1 são apresentadas algumas leguminosas quanto à produção de biomassa e a quantidade de C e N quando em consórcio nas entrelinhas do cafeeiro.

Tabela 1. Produção de biomassa, carbono e nitrogênio (em kg/ha) de algumas leguminosas cultivadas nas entrelinhas do cafeeiro.

Adubo Verde	Biomassa	Carbono	Nitrogênio	Referência
Arachis pintoi	954	399	25,2	Matos et al. (2008)
	5.455	-	-	Coelho et al. (2013)
	1.285	549	36,7	Mendonça et al. (2017)
Arachys hypogaea	6.540	-	-	Martins et al. (2015)
Cajanus cajan	3.023	1.222	100	Mendonça et al. (2017)
Canavalia ensiformis	5.100	-	153	Cardoso et al. (2018)
Calopogonium mucunoides	2.001	860	65,6	Matos et al. (2008)
	8.550	-	-	Coelho et al. (2013)
	2.045	900	63,3	Mendonça et al. (2017)
Crotalaria juncea	16.000	-	444	Ricci et al. (2005)
Crotalaria spectabilis	3.023	1.614	93,4	Mendonça et al. (2017)
Dolichos lablab	5.470	-	164	Cardoso et al. (2018)
	2.335	1.011	77,9	Mendonça et al. (2017)
Mucuna deeringiana	5.576	-	-	Martins et al. (2015)
Stizolobium aterrimum	2.484	1093	89,7	Matos et al. (2008)
	12.275	-	-	Coelho et al. (2013)
Stizolobium deeringianum	2.588	401	83,6	Mendonça et al. (2017)

Continua

Tabela 1. Continuação

Adubo Verde	Biomassa	Carbono	Nitrogênio	Referência
Stylosanthes guianensis	2.211	961	68,8	Matos et al. (2008)
	10.455	-	-	Coelho et al. (2013)
	1.973	859	60,1	Mendonça et al. (2017)
Stylosanthes capitata + Stylosantes macrocephala	5.900	-	-	Vilas Boas et al. (2018)

Variável não avaliada no estudo. Em Matos et al. (2008): as variáveis são a média de dados entre dois locais; o cultivo das espécies foi sem inoculação de *Rhizobium* e o cafezal tinha três anos de idade. Coelho et al. (2013): Média de dados de biomassa de quatro anos e dois locais; o início do cultivo das espécies ocorreu após 2-3 anos de plantio. Martins et al. (2015): os dados de biomassa apresentados foram transformados em kg ha^{-1}; cafeeiro longevo. Ricci et al. (2005) o cafeeiro foi recém-implantado e a crotalária recebeu inoculação de *Rhizobium*. Vilas Boas et al. (2018) cafezal reimplantado; proporção na mistura foi 80% *S. capitata* e 20% *S. macrocephala* (20%). Cardoso et al. (2018): Dados extraídos do corte aos 120 dias após a semeadura; cafezal jovem. Mendonça et al. (2017): Cafezal em produção; experimento de longa duração (4 anos), sem inoculação, e com avaliação apenas no último ano.

A mistura de espécies (braquiária e estilosantes) parece interessante para o equilíbrio entre acúmulo de C orgânico no solo, fornecimento de N e produtividade do cafeeiro (Vilas Boas et al., 2018). Nos últimos anos, tem se observado o emprego de misturas (mix ou coquetel) de espécies/famílias para o cultivo na entrelinha como uma opção ao uso de braquiária. As principais expectativas são de que a mistura de espécies produza mais biomassa, acumule mais N que os cultivos solteiros e que reduza os riscos de falhas na cobertura do solo. No entanto, estudos mais detalhados ainda estão em fase inicial e poucas referências bibliográficas estão disponíveis até o momento.

Em linhas gerais, o estoque de C do solo parece ser favorecido quando a formação do consórcio café-leguminosa ocorrer em sucessão às gramíneas, ambas de alta produção de biomassa. Por outro lado, nas lavouras de café já em produção a manutenção e o acúmulo de C do solo devem ser garantidos por uma seleção de espécies e famílias de plantas de cobertura na entrelinha para diversificar e obter benefícios além da fertilidade do solo.

Sistemas de cultivo de cafeeiro (convencional x orgânico x agroflorestal) e a matéria orgânica do solo

Em diferentes países produtores de café, há variações significativas nos sistemas de cultivo. No Brasil, predomina o chamado sistema convencional de cultivo com manejo químico e de monocultivo de café arábica. Os sistemas de cultivo de café influenciam marcadamente o teor de matéria orgânica do solo e, consequentemente, o estoque de C e propriedades do solo sob influência da matéria orgânica do solo. Os sistemas mais conservacionistas tendem a preservar maiores estoques de C no solo e, nesse sentido, o sistema agroflorestal é o

que apresenta maior potencial de aumentar o sequestro de C no solo e melhorar as propriedades do solo.

Recentemente, tem ocorrido uma mudança significativa do cultivo de café como monocultura (muitas vezes chamado de manejo de "café de cultivo aberto"), com adoção de outros sistemas de manejo, tais como consorciação e sistemas agroflorestais na América Central (Chatterjee et al., 2020), América do Sul (Zaro et al., 2020), África (Asten et al., 2011) e Ásia. Uma das principais razões dessa mudança é a sensibilidade do cafeeiro à luz solar direta. Além disso, em algumas regiões, sobretudo na África, o fator geográfico desempenha um papel vital, como a pressão de uso da terra devido a uma limitada área disponível para a agricultura, o que desencadeia a mudança para sistemas de produção de culturas múltiplas (por exemplo, consórcio e agrossilvicultura), para maximizar o lucro do agricultor. Do ponto de vista agronômico, os benefícios adicionais relatados são: redução de plantas daninhas durante a estação chuvosa (Dumont et al., 2019), diversificação da renda dos produtores (Souza et al., 2012), redução na emissão de gases de efeito estufa (Oelbermann et al., 2004), melhor manejo de pragas (Cure et al., 2020), aumento da atividade microbiana no solo (Prates Júnior et al., 2019) e sequestro de C (Zaro et al., 2020). A seguir, são discutidos resultados de pesquisa que comparam o efeito de sistemas de cultivo de café sobre a dinâmica da matéria orgânica do solo.

Os estoques de C em solo sob sistema agroflorestal e monocultivo de café, tanto arábica quanto robusta, em Uganda, foram comparados por Tumwebaze e Byakagaba (2016). Os autores observaram que a espécie robusta, no sistema agroflorestal, consorciada com espécies de árvores não frutíferas, apresentou maior potencial de sequestro de C (+13,9 t/ha ou 37%) do que no sistema de monocultivo, e que o café arábica propiciou no solo maior sequestro de C (+3,6 t/ha ou 7% de aumento em relação ao controle) quando consorciado com as frutíferas.

O teor e a qualidade da matéria orgânica do solo em sistema orgânico e convencional de cultivo, usando mata nativa como referência para comparação (controle), foram estudados por Oliveira Júnior et al. (2008). Os autores observaram uma redução de 10% e 20% no teor de matéria orgânica do solo na camada de 0 - 20 cm para o sistema de cultivo orgânico e convencional, respectivamente, em comparação ao solo sob mata nativa. Além disso, eles concluíram que o sistema de cultivo orgânico preservou os atributos químicos do solo associados à matéria orgânica do solo em condições similares à da mata nativa e que, portanto, esse sistema contribui mais para a sustentabilidade da produção cafeeira.

Os estoques de C e o balanço de gases de efeito estufa em um sistema de monocultivo de café (5.000 plantas/ha) e um sistema agroflorestal (4.722 plantas/ha) sombreado com leguminosas (*Inga densiflora*) (278 plantas/ha) na Costa Rica, ambos fertilizados com 250 kg/ha de N, foram avaliados por Hergoualc'h et al. (2012). No estudo, o estoque de C no solo não diferiu significativamente entre os dois sistemas de cultivo, porém, o estoque de C na fitomassa foi muito superior no sistema agroflorestal e, considerando o balanço líquido da emissão de gases, o sistema agroflorestal removeu 10,76 ± 2,96 t/ha/ano de CO_2 equivalente, num ciclo de 8 - 9 anos de cultivo. Isso reforça o efeito positivo do sistema agroflorestal em contraposição ao monocultivo de café na redução das emissões de gases de efeito estufa, notadamente, a redução associada ao uso de fertilizantes nitrogenados.

Nos Andes peruanos, Ehrenbergerová et al. (2016) avaliaram os estoques de C no solo e na parte aérea de diferentes sistemas agroflorestais, que incluem *Inga* spp. e *Pinus* spp. (ambos com 15 anos) e *Eucalyptus* spp. (com 7 anos). Um sistema de monocultivo de café foi avaliado como controle. Os sistemas agroflorestais acumularam 20%, 77% e 62% mais C total (solo + parte aérea) no sistema contendo *Inga* spp., *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp., respectivamente, do que o sistema de monocultivo. O solo foi o compartimento que mais estocou C (57% a 99%), seguido da biomassa das árvores (23% a 32%), enquanto a parte aérea das plantas de café apresentou baixo estoque de C (0,2% a 2,0%) em relação ao estoque total de C no sistema solo-planta. Além do elevado potencial de sequestro de C nos sistemas agroflorestais de café, o sombreamento de 50% tem potencial de reduzir a temperatura do ar e mitigar o efeito das mudanças climáticas, mantendo aptas à produção áreas de café de montanha, principalmente em pequenas propriedades cafeeiras, conforme indicado em estudo recente na região da Zona da Mata de MG (Gomes et al., 2020).

Adubação orgânica combinada com adubação química e plantas de cobertura tem papel importante na recuperação de áreas degradadas. Vilas Boas et al. (2018) avaliaram, em condições de campo, a implantação de uma lavoura de café numa área que teve o horizonte superficial retirado para mineração de bauxita na região da Zona da Mata de Minas Gerais, o que tem sido uma atividade comum na região, porém, que deixa a área degradada mesmo com o retorno da camada superficial de solo após a mineração. O solo retirado foi então recolocado na área minerada e tinha um teor de C orgânico inicial de 15 g/kg. Após 4,5 anos, o teor de C orgânico praticamente dobrou nos tratamentos que consistiram em aplicação de cama de frango com fertilizantes químicos associados com o uso de estilosantes ou estilosantes + braquiária como plantas de cobertura. Além disso, restauraram a capacidade produtiva do solo, cujas

médias das três primeiras safras variaram de 38 a 43 sacas/ha, enquanto com fertilizantes químicos associados com plantas de cobertura a produtividade foi de 2 a 20 sacas/ha. Por outro lado, no tratamento sem fertilização (orgânica ou mineral) e sem plantas de cobertura não houve produção de café. Os resultados desse estudo demonstraram um efeito sinérgico do adubo orgânico com o fertilizante químico no estabelecimento e desenvolvimento das plantas de cobertura, que foram as que mais transferiram C para aumentar o teor de matéria orgânica do solo na área degradada, conforme demonstrado por meio de dados isotópicos de C. O estudo também demonstrou que é possível recuperar uma área minerada para extração de alumínio, cuja perturbação do solo é elevada, num prazo relativamente curto por meio da recuperação do teor de matéria orgânica do solo e das funcionalidades do solo, desde que seja utilizada uma combinação de fertilizantes (orgânicos e minerais) e plantas de cobertura apropriadas.

Em estudo, em Minas Gerais, com produção de café intercalado com espécies de madeira nobre, Jácome et al. (2020) avaliaram a consorciação (denominada agroflorestal) de catuaí vermelho (4.200 plantas/ha) intercalado com duas densidades (41 e 82 plantas/ha) de plantio de espécies de mogno Africano (*Khaya ivorensis*), cedro Australiano (*Toona ciliana var. australis*) e teka (*Tectona grandis*). Após 64 meses de implantação do experimento, foi observada redução média no pH do solo (6,5 para 5,9) e aumento nos teores de matéria orgânica do solo (3,2% para 3,7%) e fósforo disponível (59 para 71 mg dm^{-3}) na camada de 0 - 10 cm do sistema agroflorestal (médias das três espécies) em comparação ao sistema convencional (sem consorciação). Apenas na consorciação com cedro Australiano houve diferença significativa nos teores de matéria orgânica do solo em função da densidade de 82 (4,1% matéria orgânica do solo) ou 41 plantas/ha (3,3% matéria orgânica do solo). O aumento no teor médio de matéria orgânica do solo foi devido ao maior aporte de resíduos das espécies de árvores usadas no consórcio, especialmente o cedro Australiano. O efeito do sombreamento parcial e do incremento de matéria orgânica do solo também aumentou o teor de fósforo disponível provavelmente devido ao aumento da atividade de fungos micorrízicos (Melloni et al., 2018).

Existe uma variedade de tipos de árvores para consorciação e sombreamento parcial com café, tal como bananeira (Asten et al., 2011), palmeira (Moreira et al., 2018), seringueira (Zaro et al., 2020) e árvores para produção de madeira (Siebert, 2000), conforme discutido no parágrafo anterior. O uso de árvores leguminosas (por exemplo, *Erythrina* spp.) no consórcio com café pode contribuir com a entrada de N no solo por fixação biológica (Piato et al., 2020) e reduzir o impacto do uso de fertilizantes nitrogenados no balanço da emissão de

gases de efeito estufa. Benefícios adicionais são bem aceitos pelos agricultores apenas se o sistema consorciado for capaz de manter ou aumentar a produtividade de café. Para tanto, é preciso considerar dois fatores principais: 1) selecionar adequadamente o tipo de árvore de sombra; e 2) encontrar a distância ideal da densidade de plantio de modo a evitar o sombreamento excessivo do café pelas árvores no consórcio (Siebert, 2000; Moreira et al., 2018). Além disso, a idade do cafeeiro precisa ser levada em consideração, pois conforme verificado numa meta-análise de 30 artigos sobre a produção consorciada de café, Piato et al. (2020) relataram que o sistema consorciado é mais adequado para lavouras mais velhas de café Robusta (média de 16 anos) do que para lavouras mais jovens. Por outro lado, Haggar et al. (2011) avaliaram diversos sistemas agroflorestais de produção de café na Costa Rica e na Guatemala e concluíram que até 60% de sombreamento a intensificação produtiva visando maior retorno econômico depende principalmente dos níveis de fertilização com fertilizantes nitrogenados. Nesse caso, o sistema agroflorestal pode ser uma alternativa para aumentar o sequestro de C no solo e reduzir a pegada ambiental de sistemas mais intensivos de produção de café, além de aumentar a resiliência do sistema produtivo às mudanças climáticas.

Apesar da produção orgânica e agroflorestal de café promover incrementos na matéria orgânica do solo, uma questão crítica que ainda persiste é se esses sistemas são também mais rentáveis em comparação a um sistema convencional com o uso de boas práticas agrícolas. Vossen (2005) fez uma análise crítica da sustentabilidade econômica da produção orgânica de café e concluiu que a produção estritamente orgânica não é sustentável, principalmente para pequenos cafeicultores que necessitam adquirir os adubos orgânicos externos à propriedade para nutrição do cafeeiro. Do mesmo modo, Valkila (2009) avaliou o sistema “Fair Trade” para produção de café orgânico na Nicarágua e concluiu que esse sistema só aumenta a rentabilidade de sistemas de produção orgânica de baixa intensidade se comparado ao sistema convencional de produção também de baixa intensidade. Por outro lado, Souza et al. (2012) fizeram a comparação econômica de um sistema agroflorestal versus sistema convencional de produção de café na Zona da Mata de Minas Gerais, Brasil, e, após 12 anos, concluíram que o sistema agroflorestal foi 43% mais rentável do que o sistema convencional devido à produção e comercialização de outros produtos agrícolas além do café, o que compensou os maiores custos de implantação agroflorestal. Os autores ainda argumentam que o pagamento aos cafeicultores por serviços ambientais, tais como o efetivo sequestro de C e a proteção do solo e da água poderiam incentivar a adoção do sistema agroflorestal e reduzir os riscos e os custos de implantação e de aprendizagem do manejo desse sistema.

Matéria orgânica e a produtividade do cafeeiro

A matéria orgânica do solo condiciona diferentes propriedades do solo, tais como o tamponamento da acidez, atua como fonte de nutrientes à medida que ocorre a sua decomposição, contribui para melhorar a estrutura e aumentar a retenção de água do solo (Cotrufo; Lavallee, 2022) e, sobretudo, pode ter efeito marcante sobre o aumento da capacidade de troca de cátions (CTC) de solos mais intemperizados (Costa et al., 2020), o que contribui para aumentar a sorção de cátions (Kaiser et al., 2008), notadamente os adicionados via fertilizantes convencionais, assim favorecendo a absorção e, por fim, aumentando a eficiência de uso do nutriente. Desse modo, o aumento no teor de matéria orgânica do solo está diretamente relacionado ao aumento de produtividade de grãos de culturas anuais (Bauer; Black, 1994). Apesar desse efeito da matéria orgânica do solo sobre a produtividade estar bem documentado na literatura para várias culturas agrícolas, há poucos estudos que relacionam os estoques de C no solo com a produtividade de café. A seguir, são discutidos alguns estudos que relatam o efeito da matéria orgânica do solo sobre a produtividade do cafeeiro.

Na recuperação de uma área degradada por mineração de bauxita, Vilas Boas et al. (2018) observaram efeito direto do teor de matéria orgânica do solo sobre a produtividade do cafeeiro durante três safras. Vale ressaltar, contudo, que, nesse estudo, a adubação orgânica e mineral associada com braquiária como planta de cobertura teve um efeito significativo no incremento de matéria orgânica do solo, mas resultou em baixíssima produtividade do café ao longo das três safras avaliadas, cujo efeito os autores atribuíram a uma forte competição da braquiária com as plantas de café. A braquiária como planta daninha tem forte efeito de competição, além de inibir o desenvolvimento inicial de plantas de café (Dias et al., 2004). A braquiária, porém, tem sido cada vez mais utilizada em consórcio com café, visando o controle de ervas daninhas, ciclagem de nutrientes em função da abrangência e proliferação do sistema radicular, produção de cobertura morta e incremento do teor de matéria orgânica do solo (Silva et al., 2020).

Aragão et al. (2020) avaliaram indicadores químicos, físicos e microbiológicos em áreas de produção contrastante de café no cerrado mineiro. Eles observaram que os atributos químicos mais relacionados às glebas de maiores produções de café foram os associados ao teor de matéria orgânica do solo, teor de cálcio, CTC e saturação por bases. Por outro lado, o C da biomassa microbiana, quociente metabólico e as enzimas β-glicosidase e urease foram positivamente associados à produtividade de café, além de serem atributos mais eficientes do que os químicos e físicos para discriminar as glebas mais produtivas daquelas menos

produtivas. Nas áreas avaliadas, o teor de matéria orgânica do solo variou de 4,0% a 6,2% na camada de 0 - 10 cm e houve uma correlação significativa e positiva entre o teor de matéria orgânica do solo e a produtividade de café na média de três safras.

Jácome et al. (2020) observaram incremento no teor de matéria orgânica do solo comparando o sistema agroflorestal, com três espécies de madeiras nobres, com o sistema convencional, conforme discutido no tópico anterior. Esses autores também observaram aumento de 15% na produtividade do café na média dos três sistemas agroflorestais (67 sacas/ha), em comparação ao sistema tradicional (58 sacas/ha). O sistema agroflorestal com mogno Africano e teca aumentaram a produtividade em comparação ao sistema convencional, enquanto o cedro australiano não apresentou diferença significativa. Além do incremento no teor de matéria orgânica do solo e fósforo disponível, os autores também verificaram uma redução média de 1,4 °C na temperatura do solo em comparação ao sistema convencional. Além disso, o efeito de quebra vento, redução na variação da temperatura do solo, aumento na umidade relativa do ar e menor incidência de radiação solar direta, reduzindo o efeito foto-oxidativo, podem explicar o melhor desempenho produtivo do sistema agroflorestal estudado. Como a avaliação de produtividade foi feita em apenas um ano agrícola (aos 67 meses), seria necessário avaliar mais safras para comprovar, de forma mais robusta, o efeito positivo na produtividade do café devido à introdução de baixa densidade de árvores (41 e 82 plantas/ha) no cafezal. O plantio de café consorciado com árvores contribui para a mitigação dos gases de efeito estufa e pode, no médio/longo prazo, gerar renda extra ao cafeicultor, conforme já discutido anteriormente. O mercado de crédito de C pode ser uma alternativa interessante para incentivar os cafeicultores a adotarem técnicas de cultivo que sejam efetivas para neutralizar as emissões ou mesmo que contribuam para o sequestro líquido de C. Esse mercado, porém, ainda é restrito e deve ser estimulado principalmente para pequenos e médios produtores de café.

Considerações Finais

O café é uma cultura de importância econômica mundial, sobretudo no Brasil, que produz mais de um terço dos grãos de café colhidos no mundo. O estoque de C nos solos sob cultivo de café tem importância estratégica tanto do ponto de vista de aumento da fertilidade do solo e da resiliência do sistema produtivo, bem como no combate ao aquecimento global visando atingir a produção de café “carbono neutro”, no qual as emissões de C, considerando o sistema de produção como um todo, se equivalem ao retido no solo, na plan-

ta e no grão colhido. Apesar dos avanços obtidos nas últimas décadas com a adoção de sistemas mais adensados de plantio de cafeeiro, o uso eficiente de plantas de cobertura do solo, o manejo do mato, o uso de adubos verdes e o menor revolvimento do solo, ainda existem vários desafios a serem superados em relação a se atingir a neutralidade na emissão de CO_2 ou de outros gases de efeito estufa nos solos cultivados com cafeeiro, principalmente nas lavouras onde há uso intensivo de fertilizantes, notadamente os nitrogenados. A eficiência do uso dos nutrientes aplicados via fertilizantes convencionais, sobretudo N, dependerá cada vez mais da adoção de manejo conservacionista, visando incrementar o teor e a qualidade da matéria orgânica do solo. O cultivo sistemático e variado de plantas de cobertura na entrelinha precisa ser mais estudado, tanto para entender melhor os mecanismos de estabilização do C no solo e ampliar os benefícios da matéria orgânica do solo quanto para se constituir em estratégia de manejo integrado de pragas e doenças do cafeeiro, dado que as plantas de cobertura podem atrair e servir de abrigo para inimigos naturais e agentes de controle biológico das pragas do cafeeiro.

Estudos sistemáticos são necessários para entender a dinâmica da matéria orgânica do solo em cafeeiros podados e se, de fato, esses resíduos, tanto de raízes quanto de parte aérea das plantas, contribuem ou não para o aumento do teor de matéria orgânica do solo. Também é de extrema importância estudos com uma abordagem de economia circular, visando ciclar nutrientes, em que se inclui o C, e transformar os resíduos da produção de café, como os resíduos de poda e as cascas de café, em produtos de maior valor agregado, que podem retornar ao solo na própria lavoura cafeeira nas formas de fertilizantes, biocarvão e composto. Dentre esses produtos, destaca-se o biocarvão, que, integrado com a produção de energia na fazenda ou em cooperativas/associações, pode ser uma excelente solução para o sequestro efetivo de C pirogênico de longa persistência no solo (Draper, 2018). Entretanto, ainda não há estudos em nível de campo que demonstrem os efeitos do uso do biocarvão na dinâmica de C e na eficiência do uso de nutrientes adicionados via fertilizantes em lavoura cafeeira, sobretudo fontes de N e fósforo. Outros benefícios do uso do biocarvão, derivado de resíduos de casca de café, também precisam ser melhor explorados em condições de campo, tais como: efeito calagem, aumento no teor de C e subsequente incremento da CTC do solo, dependendo da dose e CTC do biocarvão, dinâmica do potássio (Domingues et al., 2017; Domingues et al., 2020), além do uso como aditivo para melhorar a qualidade de composto e matriz de ciclagem de nutrientes e para o tratamento de águas residuárias da lavagem de café com potencial reuso dos nutrientes reciclados como fertilizante (Draper, 2018).

Estudos futuros também são necessários para explorar uma abordagem mais holística em relação aos riscos causados pelas mudanças climáticas, como deficiência de água (Sayed et al., 2019) e variabilidade nos padrões de precipitação devido ao fenômeno El-Nino (Jayakumar et al., 2017). Além disso, resultados de modelos de simulação para produtividade do café envolvendo água, radiação solar e temperatura devem ser mais explorados para auxiliar os agricultores como sistemas de suporte às tomadas de decisão, visando adaptação dos cafezais às mudanças climáticas (Ceballos-Sierra; Dall'Erba, 2021). O uso de abordagem de inteligência artificial (por exemplo, aprendizado de máquina e aprendizado profundo) com dados de propriedades do solo mostrou que, na modelagem da matéria orgânica do solo, potássio e enxofre como preditores tiveram o melhor desempenho para predizer a produtividade de café Robusta no Vietnã (Kouadio et al., 2018). Sabe-se que o estoque de matéria orgânica do solo se relaciona positivamente com as propriedades de poros do solo que, por sua vez, facilitam a infiltração e armanezamento de água como função do solo e o resultado disso é a ampliação da produtividade das culturas (Cotrufo; Lavallee, 2022). O armazenamento de água adicional pode resultar em estabilização das floradas do cafeeiro durante as primeiras chuvas da temporada, em garantia do pegamento dos frutos durante as fases críticas que coincidem com os períodos de estiagem e, por fim, em maior qualidade da bebida para cafés especiais. Além da água adicional associada ao estoque de matéria orgânica, sugere-se como precaução a expansão da zona radicular efetiva do cafezal por meio do manejo voltado para correção física e química em profundidade no solo, por meio de condicionadores e corretivos da acidez, como mais uma opção para amenizar os efeitos adversos do clima.

Referências

ARAGÃO, O. O. S.; OLIVEIRA-LONGATTI, S. M.; CAPUTO, P. S. C.; RUFINI, M.; CARVALHO, G. R.; CARVALHO, T. S.; MOREIRA, F. M. S. Microbiological indicators of soil quality are related to greater coffee yield in the Brazilian Cerrado region. **Ecological Indicators**, v. 113, 106205, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106205.

ASTEN, P. J. A. VAN; WAIREGI, L. W. I.; MUKASA, D.; URINGI, N. O. Agronomic and economic benefits of coffee-banana intercropping in Uganda's smallholder farming systems. **Agricultural Systems**, v. 104, p. 326-334, 2011. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.12.004.

BAPTISTELLA, J. L. C.; ANDRADE, S. A. L.; FAVARIN, J. L.; MAZZAFERA, P. *Urochloa* in tropical agroecosystems. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 4, 119, 2020. DOI: https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.00119.

BAUER, A.; BLACK, A. L. Quantification of the Effect of Soil Organic Matter Content on Soil Productivity. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, p. 185-193, 1994. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800010027x.

CARDOSO, R. G. S.; PEDROSA, A. W.; RODRIGUES, M. C.; SANTOS, R. H. S.; CECON, P. R.; MARTINEZ, H. E. P. Decomposition and nitrogen mineralization from green manures intercropped with coffee tree. **Coffee Science**, v. 13, p. 23-32, 2018. DOI: https://doi.org/10.25186/cs.v13i1.1344.

CAVALCANTE, D. M.; CASTRO, M. F.; CHAVES, M. T. L.; SILVA, I. R.; OLIVEIRA, T. S. Effects of rehabilitation strategies on soil aggregation, C and N distribution and carbon management index in coffee cultivation in mined soil. **Ecological Indicators**, v. 107, 105668, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105668.

CEBALLOS-SIERRA, F.; DALL'ERBA, S. The effect of climate variability on Colombian coffee productivity: A dynamic panel model approach. **Agricultural Systems**, v. 190, 103126, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agsy.2021.103126.

CERRI, C. C.; MOREIRA, C. S.; ALVES, P. A.; BARROZO TOLEDO, F. H. R.; ALMEIDA CASTIGIONI, B.; ANDRADE RODRIGUES, G. A.; CERRI, D. G. P.; CERRI, C. E. P.; TEIXEIRA, A. A.; CANDIANO, C. A. C.; REIS, M. R.; D'ALESSANDRO, S. C.; TURELLO, L. Soil carbon and nitrogen stocks due to land use change in coffee areas at Minas Gerais state. **Coffee Science**, v. 12, p. 30-41, 2017. DOI: https://doi.org/10.25186/cs.v12i1.1194.

CHATTERJEE, N.; NAIR, P. K. R.; NAIR, V. D.; BHATTACHARJEE, A.; FILHO, E. M. V.; MUSCHLER, R. G.; NOPONEN, M. R. A. Do coffee agroforestry systems always improve soil carbon stocks deeper in the soil?–A case study from Turrialba, Costa Rica. **Forests**, v. 11, 49, 2020. DOI: https://doi.org/10.3390/f11010049.

COELHO, M. S.; MENDONÇA, E. S.; LIMA, P. C.; GUIMARÃES, G. P.; CARDOSO, I. M. Qualidade da matéria orgânica de solos sob cultivo de café consórciado com adubos verdes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 1576-1586, 2013. https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000600014.

CONAB. **Acompamento da safra brasileira de café safra 2020. Terceiro levantamento**. Brasília, DF. 2020.

COSTA, A. C. S.; SOUZA JUNIOR, I. G.; CANTON, L. C.; GIL, L. G.; FIGUEIREDO, R. Contribution of the chemical and mineralogical properties of sandy-loam tropical soils to the cation exchange capacity. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, e0200019, 2020. DOI: https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20200019.

COTRUFO, M. F.; LAVALLEE, J. M. Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. In: **Advances in Agronomy**. 1.ed. [s.l.] Elsevier Inc., 2022. p. 1-66. DOI: https://doi.org/10.1016/bs.agron.2021.11.002.

CURE, J. R.; RODRÍGUEZ, D.; GUTIERREZ, A. P.; PONTI, L. The coffee agroecosystem: bio-economic analysis of coffee berry borer control (*Hypothenemus hampei*). **Scientific Reports**, v. 10, 12262, 2020. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-020-68989-x.

DEFRENET, E.; ROUPSARD, O.; MEERSCHE, K. VAN DEN; CHARBONNIER, F.; PÉREZ-MOLINA, J. P.; KHAC, E.; PRIETO, I.; STOKES, A.; ROUMET, C.; RAPIDEL, B.; MELO VIRGINIO FILHO, E.; VARGAS, V. J.; ROBELO, D.; BARQUERO, A.; JOURDAN, C. Part of a special issue on root biology: Root biomass, turnover and net primary productivity of a coffee agroforestry system in Costa Rica: Effects of soil depth, shade trees, distance to row and coffee age. **Annals of Botany**, v. 118, p. 833-851, 2016. DOI: https://doi.org/10.1093/aob/mcw153.

DIAS, G. F. S.; ALVES, P. L. C. A.; DIAS, T. C. S. *Brachiaria decumbens* supresses the initial growth of *Coffea arabica*. **Scientia Agricola**, v. 61, p. 579-583, 2004. DOI: https://doi.org/10.1590/s0103-90162004000600003.

DOMINGUES, R. R.; TRUGILHO, P. F.; SILVA, C. A.; MELO, I. C. N. A.; MELO, L. C. A.; MAGRIOTIS, Z. M.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A. Properties of biochar derived from wood and high-nutrient biomasses with the aim of agronomic and environmental benefits. **PLoS ONE**, v. 12, e0176884, 2017. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176884.

DOMINGUES, R. R.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; SPOKAS, K. A.; MELO, L. C. A.; TRUGILHO, P. F.; VALENCIANO, M. N.; SILVA, C. A. Enhancing cation exchange capacity of weathered soils using biochar: Feedstock, pyrolysis conditions and addition rate. **Agronomy**, v. 10, 824, 2020. https://doi.org/10.3390/agronomy10060824.

DRAPER, K. The potential for biochar to deliver greater sustainability for coffee cultivation and processing: A white paper. **Ithaka Institute for Carbon Intelligence**, p. 26, 2018.

DUMONT, E. S.; GASSNER, A.; AGABA, G.; NANSAMBA, R.; SINCLAIR, F. The utility of farmer ranking of tree attributes for selecting companion trees in coffee production systems. **Agroforestry Systems**, v. 93, p. 1469-1483, 2019. DOI: https://doi.org/10.1007/s10457-018-0257-z.

EHRENBERGEROVÁ, L.; CIENCIALA, E.; KU ERA, A.; GUY, L.; HABROVÁ, H. Carbon stock in agroforestry coffee plantations with different shade trees in Villa Rica, Peru. **Agroforestry Systems**, v. 90, p. 433-445, 2016. DOI: https://doi.org/10.1007/s10457-015-9865-z.

EMBRAPA. https://www.embrapa.br/en/busca-de-noticias/-/noticia/63622692/faturamento-bruto-das-lavouras-dos-cafes-do-brasil-atinge-r-335 bilhoes#:~:text=pela%20Embrapa%20Caf%C3%A9.,Na%20compara%C3%A7%C3%A3o%20com%202020%2C%20cujo%20faturamento%20 exclusivamente%20das%20lavouras%20foi,torno%20de%2013%2C8%25. Acesso em 09-02-2022.

FERNANDES, L. G. **Diversidade de inimigos naturais de pragas do cafeeiro em diferentes sistemas de cultivo**. Universidade Federal de Lavras. p. 192, 2013.

GOMES, L. C.; BIANCHI, F. J. J. A.; CARDOSO, I. M.; FERNANDES, R. B. A.; FILHO, E. I. F.; SCHULTE, R. P. O. Agroforestry systems can mitigate the impacts of climate change on coffee production: A spatially explicit assessment in Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 294, 106858, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106858.

GUIMARÃES, G .P.; MENDONÇA, E. S.; PASSOS, R. R.; ANDRADE, F. V. Soil aggregation and organic carbon of Oxisols under coffee in agroforestry systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 278-287, 2014. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000100028.

HAGGAR, J.; BARRIOS, M.; BOLAÑOS, M.; MERLO, M.; MORAGA, P.; MUNGUIA, R.; PONCE, A.; ROMERO, S.; SOTO, G.; STAVER, C.; VIRGINIO, E. M. F. Coffee agroecosystem performance under full sun, shade, conventional and organic management regimes in Central America. **Agroforestry Systems**, v. 82, p. 285-301, 2011. DOI: https://doi.org/10.1007/s10457-011-9392-5.

HERGOUALC'H, K.; BLANCHART, E.; SKIBA, U.; HÉNAULT, C.; HARMAND, J.-M. Changes in carbon stock and greenhouse gas balance in a coffee (Coffea arabica) monoculture versus an agroforestry system with Inga densiflora, in Costa Rica. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 148, p. 102-110, 2012. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.11.018.

JÁCOME, M. G. O.; MANTOVANI, J. R.; SILVA, A. B.; REZENDE, T. T.; LANDGRAF, P. R. C. Soil attributes and coffee yield in an agroforestry system. **Coffee Science**, v. 15, e151676, 2020. DOI: https://doi.org/10.25186/.V15I.1676.

JAYAKUMAR, M.; RAJAVEL, M.; SURENDRAN, U.; GOPINATH, G.; RAMAMOORTHY, K. Impact of climate variability on coffee yield in India-with a micro-level case study using long-term coffee yield data of humid tropical Kerala. **Climatic Change**, v. 145, p. 335-349, 2017. DOI: https://doi.org/10.1007/s10584-017-2101-2.

KAISER, M.; ELLERBROCK, R. H.; GERKE, H. H. Cation exchange capacity and composition of soluble soil organic matter fractions. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, p. 1278-1285, 2008. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0340.

KOUADIO, L.; DEO, R. C.; BYRAREDDY, V.; ADAMOWSKI, J. F.; MUSHTAQ, S.; PHUONG NGUYEN, V. Artificial intelligence approach for the prediction of Robusta coffee yield using soil fertility properties. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 155, p. 324-338, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.compag.2018.10.014.

LEHMANN, J.; HANSEL, C. M.; KAISER, C.; KLEBER, M.; MAHER, K.; MANZONI, S.; NUNAN, N.; REICHSTEIN, M.; SCHIMEL, J.P.; TORN, M. S.; WIEDER, W. R.; KÖGEL-KNABNER, I. Persistence of soil organic carbon caused by functional complexity. **Nature Geoscience**, v. 13, p. 529-534, 2020. DOI: https://doi.org/10.1038/s41561-020-0612-3.

MARTINS, B. H.; ARAUJO-JUNIOR, C. F.; MIYAZAWA, M.; VIEIRA, K. M.; MILORI, D. M. B. P. Soil organic matter quality and weed diversity in coffee plantation area submitted to weed control and cover crops management. **Soil and Tillage Research**, v. 153, p. 169-174, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2015.06.005.

MATOS, E. S.; MENDONÇA, E. S.; LIMA, P. C.; COELHO, M. S.; MATEUS, R. F.; CARDOSO, I. M. Green manure in coffee systems in the region of Zona da Mata, Minas Gerais: Characteristics and kinetics of carbon and nitrogen mineralization. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2027-2035, 2008. DOI: https://doi.org/10.1590/s0100-06832008000500024.

MELLONI, R.; COSTA, N. R.; MELLONI, E. G. P.; LEMES, M. C. S.; ALVARENGA, M. I. N.; NUNES NETO, J. Sistemas agroflorestais cafeeiro-araucária e seu efeito na microbiota do solo e seus processos. **Ciência Florestal**, v. 28, p. 784-795, 2018. DOI: https://doi.org/10.5902/1980509832392.

MENDONÇA, E. S.; LIMA, P. C.; GUIMARÃES, G. P.; MOURA, W. M.; ANDRADE, F. V. Biological nitrogen fixation by legumes and N uptake by coffee plants. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, e0160178, 2017. DOI: https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20160178.

MOREIRA, S. L. S.; PIRES, C. V.; MARCATTI, G. E.; SANTOS, R. H. S.; IMBUZEIRO, H. M. A.; FERNANDES, R. B. A. Intercropping of coffee with the palm tree, macauba, can mitigate climate change effects. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 256–257, p. 379-390, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.03.026.

OELBERMANN, M.; PAUL VORONEY, R.; GORDON, A. M. Carbon sequestration in tropical and temperate agroforestry systems: a review with examples from Costa Rica and southern Canada. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 104, p.359-377, 2004. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.04.001.

OLIVEIRA, J. T.; MOREAU, A. M. S. S.; PAIVA, A. Q.; MENEZES, A. A.; COSTA, O. V. Características físicas e carbono orgânico de solos sob diferentes tipos de uso da terra. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2821-2829, 2008. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000700028.

OLIVEIRA JÚNIOR, A. C.; SILVA, C. A.; CURI, N.; GUILHERME, L. R. G.; RANGEL, O. J. P. Indicadores químicos de qualidade da matéria orgânica de solo da sub-bacia do Rio das Mortes sob manejos diferenciais de cafeeiro. **Química Nova**, v. 31, p. 1733-1737, 2008. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000700026.

PAVAN, M. A.; CARAMORI, P. H.; FILHO, A.A.; SCHOLZ, M. F. Manejo da cobertura do solo para formação e produção de uma lavoura cafeeira: I. Influência na fertilidade do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 21, p. 187-192, 1986.

PAVAN, M. A.; CHAVES, J. C. D.; SIQUEIRA, R.; ANDROCIOLI FILHO, A. **Cultura do cafeeiro: O sistema de plantio adensado e a melhoria da fertilidade do solo.** Piracicaba: POTAFOS, 1997.

PAVAN, M. A.; CHAVES, J. C. D.; SIQUEIRA, R.; ANDROCIOLI FILHO, A.; COLOZZI FILHO, A.; BALOTA, E. L. High coffee population density to improve fertility of an oxisol. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, p. 459-465, 1999. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-204X1999000300018.

PIATO, K.; LEFORT, F.; SUBÍA, C.; CAICEDO, C.; CALDERÓN, D.; PICO, J.; NORGROVE, L. Effects of shade trees on robusta coffee growth, yield and quality. A meta-analysis. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 40, article 38, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/s13593-020-00642-3.

PRATES JÚNIOR, P.; MOREIRA, B. C.; SILVA, M. C. S.; VELOSO, T. G. R.; STÜRMER, S. L.; FERNANDES, R. B. A.; MENDONÇA, E. S.; KASUYA, M. C. M. Agroecological coffee management increases arbuscular mycorrhizal fungi diversity. **PLOS ONE**, v. 14, e0209093, 2019. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0209093.

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1609-1623, 2007. DOI: https://doi.org/10.1590/s0100-06832007000600037.

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A.; GUIMARÃES, P. T. G.; GUILHERME, L. R. G. Frações oxidáveis do carbono orgânico de latossolo cultivado com cafeeiro em diferentes espaçamentos de plantio. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 32, p. 429-437, 2008a. DOI: https://doi.org/10.1590/s1413-70542008000200013.

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A.; GUIMARÃES, P. T. G.; MELO, L. C. A.; OLIVEIRA JUNIOR, A. C. Carbono orgânico e nitrogênio total do solo e suas relações com os espaçamentos de plantio de cafeeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2051-2059, 2008b. DOI: https://doi.org/10.1590/s0100-06832008000500026.

RICCI, M. S. F.; ALVES, B. J. R.; MIRANDA, S. C.; OLIVEIRA, F. F.. Growth rate and nutritional status of an organic coffee cropping system. **Scientia Agricola**, v. 62, p. 138-144, 2005. DOI: https://doi.org/10.1590/s0103-90162005000200008.

ROSADO, M. C.; ARAÚJO, G. J.; PALLINI, A.; VENZON, M. Cover crop intercropping increases biological control in coffee crops. **Biological Control**, v. 160, 104675, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2021.104675.

SAYED, O. H.; MASRAHI, Y. S.; REMESH, M.; AL-AMMARI, B. S. Coffee production in southern Saudi Arabian highlands: Current status and water conservation. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 26, p. 1911-1914, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2019.03.002.

SCARANARI, H. J.; INFORZATO, R. Sistema radicular das principais leguminosas empregadas como adubo verde em cafezal. **Bragantia**, v. 12, p. 291-296, 1952. DOI: https://doi.org/10.1590/S0006-87051952000300008.

SIEBERT, S. F. Survival and growth of rattan intercropped with coffee and cacao in the agroforests of Indonesia. **Agroforestry Systems**, v. 50, p. 95-102, 2000. DOI: https://doi.org/10.1023/A:1006481902824.

SILVA, A. B.; MANTOVANI, J. R.; MOREIRA, A. L.; REIS, R. L. N. Estoques de carbono no solo e em plantas de cafeeiro (*Coffea arabica* L.). **Interciência**, v. 38, p. 286-291, 2013.

SILVA, É. A.; BENEVENUTE, P. A. N.; OLIVEIRA, G. C.; ZINN, Y. L.; SILVA, B. M.; MELO, L. B. B.; REIS, T. H. P.; OLIVEIRA, C. H. C.; GUIMARÃES, P. T. G. CARDUCI, C. E. Soils under plastic and grass cover: Effects on soil aggregation and nutrient cycling in Brazilian coffee growing. **Agricultural Research and Technology**, v. 24, 556265, 2020. DOI: https://doi.org/10.19080/ARTOAJ.2020.25.556265

SILVA, V. M. DA; TEIXEIRA, A. F. R.; SOUZA, J. L.; GUIMARÃES, G. P.; BENASSI, A. C.; MENDONÇA, E. S. Estoques de carbono e nitrogênio e densidade do solo em sistemas de adubação orgânica de café conilon. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 1436-1444, 2015. DOI: https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20140520.

SOUZA, H. N. DE; GRAAFF, J. DE; PULLEMAN, M. M. Strategies and economics of farming systems with coffee in the Atlantic Rainforest Biome. **Agroforestry Systems**, v. 84, p. 227-242, 2012. DOI: https://doi.org/10.1007/s10457-011-9452-x.

TUMWEBAZE, S. B.; BYAKAGABA, P. Soil organic carbon stocks under coffee agroforestry systems and coffee monoculture in Uganda. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 216, p. 188-193, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.037.

VALKILA, J. Fair Trade organic coffee production in Nicaragua – Sustainable development or a poverty trap? **Ecological Economics**, v. 68, p. 3018-3025, 2009. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.07.002.

VILAS BOAS, H. F.; ALMEIDA, L. F. J.; TEIXEIRA, R. S.; SOUZA, I. F.; SILVA, I. R. Soil organic carbon recovery and coffee bean yield following bauxite mining. **Land Degradation and Development**, v. 29, p. 1565-1573, 2018. DOI: https://doi.org/10.1002/ldr.2949.

VOSSEN, H. A .M. VAN DER. A critical analysis of the agronomic and economic sustainability of organic coffee production. **Experimental Agriculture**, v. 41, p. 449-473, 2005. DOI: https://doi.org/10.1017/S0014479705002863.

ZARO, G. C.; CARAMORI, P. H.; YADA JUNIOR, G. M.; SANQUETTA, C. R.; FILHO, A. A.; NUNES, A. L. P.; PRETE, C. E. C.; VORONEY, P. Carbon sequestration in an agroforestry system of coffee with rubber trees compared to open-grown coffee in southern Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 94, p. 799-809, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/s10457-019-00450-z.

Capítulo 26

A matéria orgânica no cultivo de hortaliças

Juscimar da Silva
Carlos Eduardo Pacheco de Lima
Ítalo Moraes Rocha Guedes
Mirella Pupo Santos
Mariana Rodrigues Fontenelle
Daniel Basílio Zandonadi

Introdução

A área cultivada com espécies hortícolas no Brasil está na ordem de 750 mil hectares, divididos especialmente em propriedades de pequeno e médio portes, sendo a batata e o tomate as culturas de maior importância econômica. Em que pese a menor proporção de áreas cultivadas, a produção de hortaliças é, seguramente, a atividade agrícola em que se utiliza as maiores quantidades de insumos orgânicos, de diferentes composições e matérias-primas.

Os adubos orgânicos, compostos e biofertilizantes são utilizados pelos pequenos produtores como as principais, ou às vezes, as únicas fontes de nutrientes, o que explica, em parte, os maiores acúmulos de matéria orgânica do solo (MOS) nessas áreas. À medida que aumenta o nível tecnológico empregado na produção de hortaliças, aumenta-se também a intensidade dos tratos culturais, com maior uso de fertilizantes químicos que impactam diretamente a mineralização da MOS.

A ideia de que o nível tecnológico tem influência no teor de MOS pode ser verificada em dois cenários distintos. No primeiro, em um estudo sobre a qualidade do solo de áreas produtoras de hortaliças em todo o Distrito Federal (Assenção, 2020), em que é possível verificar que os teores de MOS, em mais de 150 amostras de solos de diferentes propriedades produtoras de hortaliças, foram classificados de adequados a alto (Figura 1). Essas áreas são, em geral, caracterizadas por propriedades rurais de pequeno a médio porte, onde se cultivam muitas variedades de hortaliças folhosas, e muitas delas adotam o sistema orgânico de produção ou de base ecológica. Além disso, a aquisição de estercos, principalmente de aves, é facilitada devido à proximidade de várias granjas com as regiões produtoras.

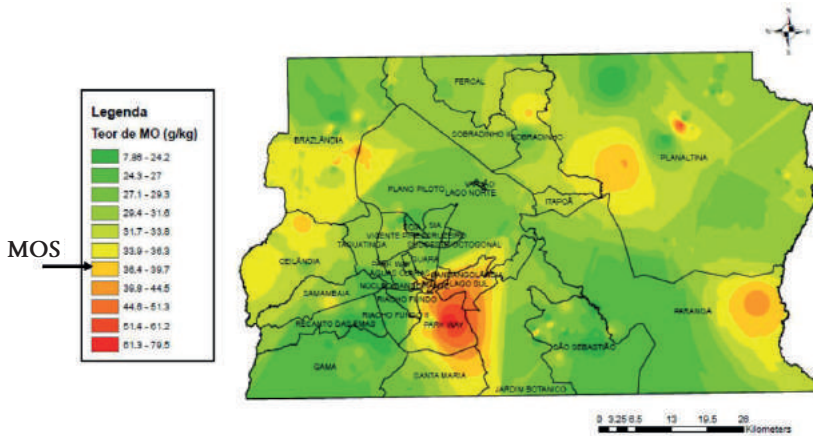



Figura 1. Distribuição dos teores de matéria orgânica no solo (MOS) nas principais áreas de produção de hortaliças do Distrito Federal. A seta indica o nível crítico do teor de MOS, conforme Alvarez V. et al. (1999). As principais áreas de produção se localizam a leste e a oeste do Distrito Federal.

No segundo cenário, em áreas de produção de tomate para processamento industrial no estado de Goiás, com irrigação por pivô central ou por gotejamento, em que os teores de MOS estavam abaixo do nível crítico de 40 g kg^{-1} (Alvarez et al., 1999). Vale ressaltar que este estado concentra em torno de 80% da produção nacional de tomate industrial e os cultivos ocorrem em grandes áreas e com alto nível tecnológico. O monitoramento dessas áreas produtoras apresentou valores medianos de MOS de 12 g kg^{-1} (Figura 2). O incremento da MOS dessas áreas de menores teores é essencial levando em conta a natureza química da maior parte dos seus solos, mesmo diante da fertilidade, não orgânica, construída com insumos minerais. Entretanto, as práticas de manejo mais conhecidas para aumentar a MOS, tais como plantio direto, incorporação de restos vegetais, cobertura vegetal (viva ou morta) e adubação verde entre outras, enfrentam limitações culturais e econômicas. A utilização de produtos ricos em carbono tem crescido no cultivo de hortaliças no país e poderia ser uma alternativa e/ou uma opção promissora para a indução do acúmulo de matéria orgânica em áreas pobres em MOS. Os produtos com alto teor de matéria orgânica mais amplamente conhecidos são constituídos de materiais como composto orgânico, turfa, leonardita e algas entre outros. A comercialização desse tipo de material, tanto na forma líquida como na sólida, geralmente é realizada sob o registro de fertilizantes organominerais classe A ou condicionadores de solo classe F.

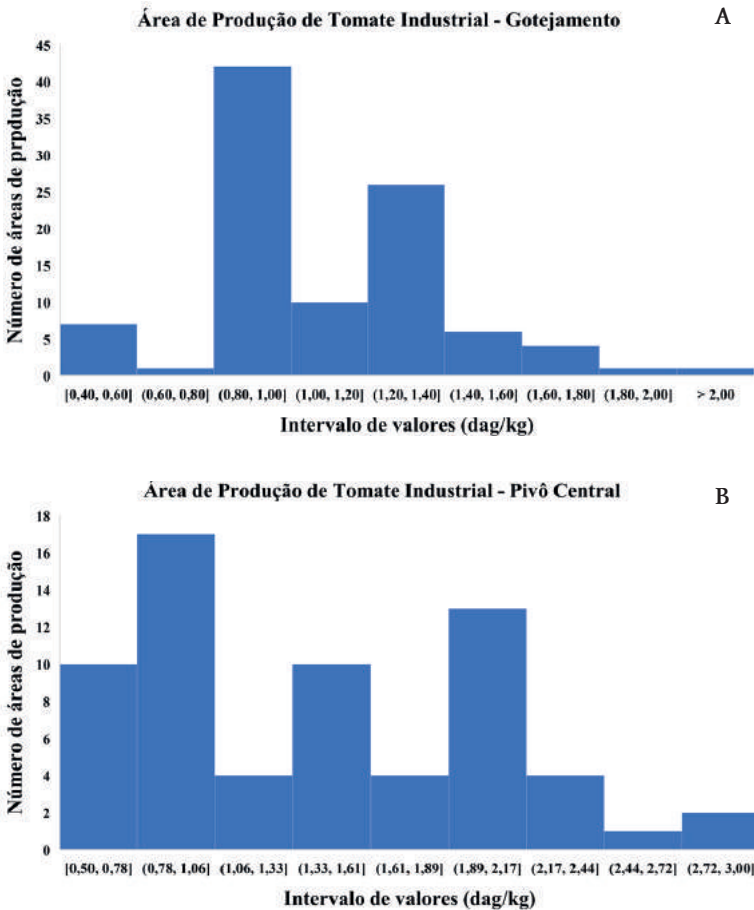



Figura 2. Distribuição dos teores de matéria orgânica do solo em áreas de produção de tomate para processamento industrial. A. produção de tomate industrial sob pivô central (N=99); B. produção de tomate industrial sob gotejamento (N=65)

Ressalta-se que todas essas práticas são relevantes para a química e física do solo. Porém, pouco se pode inferir sobre a ação delas na fisiologia das hortaliças, considerando que a atividade da matéria orgânica depende da sua natureza e do seu grau de humificação.

O acúmulo de MOS pode ser obtido também por meio de práticas de cultivo conservacionistas, como o cultivo mínimo e, principalmente, o plantio direto. De modo geral, esses sistemas promovem o acúmulo de MOS por meio da redução do revolvimento do solo, da rotação de culturas e do aporte de resíduos vegetais de plantas de cobertura. Em solos tropicais, a adoção do sistema de plantio direto é especialmente importante por melhorar a qualidade física do solo e, consequentemente, promover a proteção da matéria orgânica dentro

dos agregados, além de promover condições necessárias para que o processo de humificação ocorra, tornando o acúmulo de MOS duradouro.

Embora as áreas produtivas que utilizam o sistema de plantio direto de hortaliças não sejam tão expressivas como se observa nas grandes culturas, como soja, milho e cana-de-açúcar, está em discussão a elaboração de políticas públicas em nível nacional, dentro da perspectiva de mitigação das emissões atmosféricas de gases de efeito estufa, bem como de adaptação às mudanças climáticas. O incentivo para a adoção do plantio direto em hortaliças visa a manutenção e/ou aumento da produtividade, redução da perda de solo, água e nutrientes por escoamento superficial, redução de extremos de temperatura do solo, melhoria do microclima de cultivo, redução da pressão de plantas espontâneas, redução da necessidade de água para irrigação, aumento dos teores de MOS e redução das emissões de gases de efeito estufa entre outros.

Apesar dos benefícios, um dos maiores desafios para a adoção do sistema de plantio direto de hortaliças é a necessidade de rearranjar todo o sistema de produção que, normalmente, é constituído de vários ciclos sequenciais de uma mesma cultura ou de culturas diferentes, mas comercialmente importantes. Nesse rearranjo, culturas comerciais são intercaladas com espécies utilizadas como plantas de cobertura, cujo aproveitamento comercial muitas vezes não é possível. Portanto, é preciso considerar que, durante um determinado período, parte da área seja utilizada para a produção de hortaliças comerciais enquanto outra parte seja destinada para a rotação de culturas com as espécies utilizadas como plantas de cobertura. Essas áreas devem ser alternadas ao longo do tempo.

A matéria orgânica no cultivo de hortaliças será abordada neste capítulo sob a perspectiva dos seus efeitos na fisiologia das hortaliças, dos usos de diferentes tipos de insumos orgânicos e dos benefícios observados com a adoção do sistema de plantio direto de hortaliças.

Ação da matéria orgânica e suas frações sobre a fisiologia de hortaliças

A aplicação de insumos orgânicos no cultivo de hortaliças, além de fornecer nutrientes, melhora as propriedades do solo e apresenta efeitos diretos nas plantas, apresentando uma intensa bioatividade. A indução de crescimento vegetativo e a melhoria na qualidade nutricional das culturas vêm justificando a crescente comercialização de bioinsumos, bem como de outros fertilizantes de base orgânica com ação fertilizante e até mesmo estimulante (Zandonadi et al., 2014).

A bioatividade dos compostos orgânicos pode ser definida como a capacidade de interagir positiva ou negativamente com as plantas e/ou os microrganismos, resultando em estímulo ou inibição do desenvolvimento vegetal. As substâncias

húmicas, a matéria orgânica natural dos solos, os biofertilizantes, os compostos orgânicos, os vermicompostos e os extratos de algas e de plantas são alguns exemplos de matérias-primas com possíveis propriedades bioativas.

A partir da incorporação da matéria orgânica no solo ocorrem vários efeitos benéficos para o crescimento vegetais como: o desenvolvimento radicular, o aumento de área foliar, o aumento na eficiência de absorção de nutrientes e a regulação de enzimas e transportadores importantes para o metabolismo vegetal. Dentre os reguladores enzimáticos e transportadores que podem ser ativados podem-se citar a próton-adenosina trifosfatase da membrana plasmática (H+-ATPase), a nitrato redutase e os transportadores de NO_3- das células vegetais (Pinton et al., 1992; Façanha et al., 2002; Nardi et al., 2005; Zandonadi et al., 2013; Canellas e Olivares, 2014). Além disso, efeitos de regulação de crescimento promovidos por substâncias húmicas semelhantes aos dos hormônios vegetais, como a auxina, podem aumentar significativamente a produção de raízes laterais e pelos absorventes (Schmidt et al., 2007; Zandonadi et al., 2007; Canellas et al., 2010).

De acordo com Zandonadi et al. (2014), há, pelo menos, quatro fatores principais que podem influenciar decisivamente na bioatividade das substâncias húmicas: primeiro, a espécie, o órgão e a idade da planta; segundo, a dose recomendada para cada espécie ou cultivar; terceiro, a natureza do material orgânico; e quarto, as características físico-químicas específicas das substâncias húmicas a serem utilizadas. A utilização de substâncias húmicas (comerciais ou não comerciais) precisa ser feita com bastante cuidado a fim de evitar efeitos indesejáveis, uma vez que as respostas dependem tanto da concentração aplicada quanto do número de aplicações.

O efeito estimulante ou efeito direto das substâncias húmicas, extrato de vermicomposto, biofertilizantes, bem como de outros insumos orgânicos no crescimento vegetal, está bem documentado na literatura. Contudo, uma questão muito recorrente é se todos os insumos ou materiais orgânicos são capazes de induzir o efeito estimulante nas plantas. Para caracterizar os insumos e materiais à base de compostos húmicos quanto ao potencial de estimulação das plantas, pode-se utilizar o método clássico com indicador de pH purpura bromocresol gelificado em placa de Petri, um protocolo rápido e de baixo custo. Neste método proposto por Zandonadi et al. (2016), a enzima H^+-ATPase é utilizada como marcadora bioquímica da próton-adenosina trifosfatase (H^+-ATPase). O tomateiro de porte miniatura "MicroTom" é utilizado como planta modelo. A sinalização do efeito bioestimulante do insumo, após a aplicação radicular, é verificada a partir da exsudação de prótons pelas raízes das plântulas do tomateiro, alterando a cor do gel de bromocresol de púrpura para amarela.

A exsudação de prótons ocorre devido à ativação da enzima H^+-ATPase (Figura 3). Essa enzima tem papel importante na absorção de nutrientes e crescimento radicular, que se reflete em sua abundância nos tecidos radiculares (Sondergaard et al., 2004; Młodziska et al., 2015).

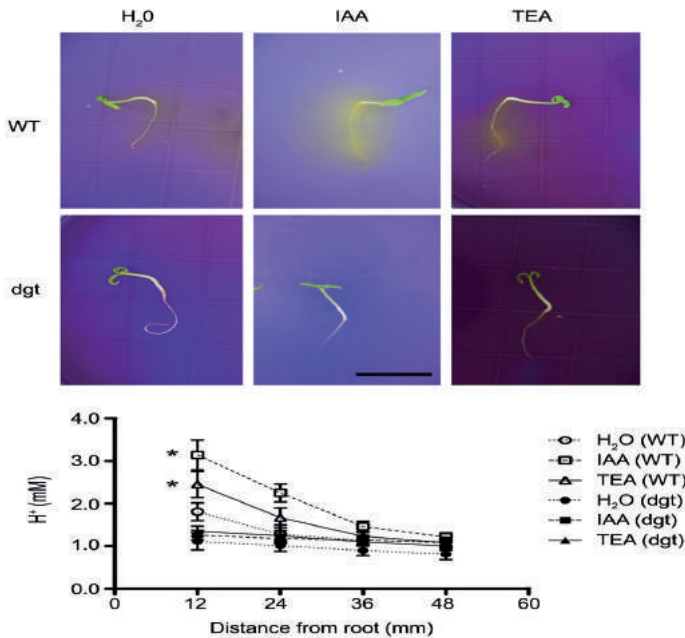



Figura 3. Ilustração da atividade da acidificação das raízes do tomateiro ‘Micro Tom’ tratadas com ácido indolacético (AIA) e extrato de vermicomposto.
Fonte: Adaptado de Zandonadi et al. (2016).

3. Utilização de fertilizantes orgânicos em hortaliças

A resposta das hortaliças à adubação depende de vários fatores, como a cultivar plantada, o clima, a classe de solo, a disponibilidade de água, sistema de produção adotado e as fontes de nutrientes utilizadas. Teores de matéria orgânica adequados no solo, seja por práticas de manejo que promovam o seu acúmulo ou por adição de adubos orgânicos, correlacionam-se positivamente com a maior eficiência de uso de água e nutrientes e maior produtividade.

As culturas hortícolas extraem do solo grandes quantidades de nutrientes que que, dependendo da espécie cultivada, podem oscilar de 70 e 210 kg ha^{-1}de N; 20 e 45 kg ha^{-1} de P; 112 e 360 kg ha^{-1}de K; 20 e 200 kg ha^{-1}de Ca; 25 e 35 kg ha^{-1}de Mg e 30 e 45 kg ha^{-1} de S. Portanto, a adição de insumos orgânicos pode contribuir com parte desses nutrientes extraídos, em especial o N. Embora

não seja uma prática recomendada, é bastante comum a aplicação direta, em cobertura, de compostos orgânicos, estercos de aves ou de gado diretamente no solo, as vezes sem o curtimento prévio (Figura 4).

Fotos: Juscimar Silva

Figura 4. Adubação orgânica em plantios hortícolas.

Os fertilizantes orgânicos são produzidos a partir de diferentes matérias-primas de origem animal ou vegetal, e é sempre recomendado o enriquecimento deles com fontes minerais para melhorar a sua composição química. Os fertilizantes orgânicos são classificados em quatro categorias, conforme a composição: fertilizantes orgânicos simples, fertilizantes orgânicos mistos, fertilizantes orgânicos compostos e fertilizantes organominerais.

Na produção de hortaliças, as quantidades de material orgânico utilizadas são amplas e dependem da natureza dos insumos. A dose aplicada varia entre 10 e 50 t ha^{-1} de composto orgânico ou esterco curtido. Quando se utiliza esterco de aves, a dose reduz para 2 a 3 t ha^{-1}. As quantidades deverão ser ajustadas de acordo com a cultura, com a qualidade do material, com as características químicas do solo, com a cultura antecessora e com o histórico de manejo da adubação orgânica (Souza; Alcântara, 2008).

O uso de adubos orgânicos visa aproveitar as propriedades condicionadoras desses produtos nas características químicas, físicas e, principalmente, físico-químicas do solo. Ganhos de produtividade e maior acúmulo de nutrientes em hortaliças têm sido extensivamente estudados e relatados a partir do uso de insumos orgânicos de diferentes naturezas, como os fertilizantes organominerais, sólidos ou líquidos, em diferentes formulações, conforme pode ser observado na Tabela 1.

Tabela 1. Adubação orgânica e organomineral em hortaliças e os principais efeitos relatados.

Fonte	Cultura	Material Base	Efeito em hortaliças	Fonte
Composto orgânico	Alface Grand Rapids	Cama de aviário	Maior número de folhas e maior atividade microbiológica	Ziech et al. (2014)
Adubo orgânico	Coentro Verdão	Esterco bovino	Maior rendimento de sementes na dose de 8 kg m^{-2}; Aumento linear na germinação e no índice de velocidade de germinação; Melhoria na qualidade fisiológica de sementes.	Alves et al. (2005)
Adubo orgânico e Organomineral	Couve de folha crespa	Diferentes combinações de material orgânico	Maior produtividade com uso de organomineral; O uso de fertilizantes orgânicos e organominerais possibilitaram produzir couve de folha crespa com adequada composição físico-química, isentos de contaminação por micro-organismos e metais pesados.	Verruma-Bernardi et al. (2021)
Fertilizante Organomineral Líquido	Melão (Orange Flesh - Honey dew)	serragem de pinus, composto de lixo urbano e cama de frango	Maior produtividade de frutos (42,4 t ha^{-1}) em relação à fertirrigação com fertilizante mineral; Aumento do ciclo vegetativo em 8 d.	Fernandes e Testezlaf (2002)
Fertilizante Organomineral Líquido	Melão (Gladial)	Substâncias Húmicas, enxofre e micronutrientes	Melhor desempenho agronômico no segundo ciclo na dose de 2,228 L ha^{-1} em conjunto com adubação mineral^{-1}.	Santos et al. (2020)

Continua

Tabela 1. Continuação

Fonte	Cultura	Material Base	Efeito em hortaliças	Fonte
Fertilizante Organomineral Líquido	Alface Vera	matéria orgânica, aminoácidos, extrato de algas e nutrientes.	Aplicação em mudas – maior altura, maior número de folhas e maior massa fresca da parte aérea; Maior massa de raízes; Produção comercial - maior diâmetro, maior massa fresca da parte aérea.	Luz et al. (2010)
Fertilizante Organomineral Líquido	Cenoura (Nantes)	Extrato de algas Ascophyllum nodosum (10%)	Maior crescimento, desenvolvimento e produção das plantas de cenoura; Diminuição na concentração de N, Ca, Mg, Cu e Zn na raiz e de Cu na parte aérea.	Kaseker et al. (2014)
Fertilizante Organomineral Granulo	Batata	Cama-de-frango e nutrientes (22% de P)	Maior produtividade e rendimento de tubérculos na classe Especial na dose equivalente a 100% do mineral.	Cardoso et al. (2015)
Fertilizante Organomineral Granulo	Batata Cupido	—	Não houve diferença entre as doses aplicadas e o tratamento mineral NPK; Melhores respostas fisiológicas e acúmulo de matéria seca na dose de organomineral 75% em relação a mineral.	Aguilar et al. (2019)
Fertilizante Organomineral Granulo	Repolho Capitata e Alface Crespa	Torta filtro e nutrientes (17% de P)	Aumento na matéria fresca e seca do repolho acima de 11%; Maior efeito residual de P; Alface respondeu melhor à adubação residual quando a dose de organomineral foi duas vezes maior que a mineral.	Vieira et al. (2020)
Fertilizante Organomineral Granulo	Tomate industrial CVR 2909	Turfa in natura e nutrientes (16% de P)	Aumento de massa fresca, massa seca e produtividade média de frutos.	Peres et al. (2020)

O uso de fertilizantes organominerais tem aumentado na olericultura, especialmente pela maior oferta de produtos e pelos avanços nas pesquisas com melhor posicionamento de produtos e comprovação da eficiência agronômica. É importante frisar, no entanto, que o termo fertilizante organomineral tem sido associado à simples adição de material orgânico aos fertilizantes minerais solúveis. Isso está equivocado, uma vez que há legislação específica para este insumo, com especificações e garantias mínimas a serem respeitadas

Uso de biofertilizantes na olericultura

Os biofertilizantes são outra classe de insumos orgânicos utilizados na olericultura, principalmente nas propriedades que adotam sistema orgânico de produção. De acordo com a Instrução Normativa (IN) nº 61 (Brasil, 2020), biofertilizantes são produtos que contêm princípio ativo ou agente orgânico isentos de substâncias agrotóxicas capazes de atuar, direta ou indiretamente, sobre o todo ou parte das plantas cultivadas, elevando a sua produtividade, sem ter em conta o seu valor hormonal ou estimulante. Assim, outros insumos

orgânicos puderam ser categorizados como biofertilizantes, como os extratos vegetais ou de microalgas, microalgas processadas, aminoácidos e substâncias húmicas ou com princípios e agentes orgânicos aprovados.

Os biofertilizantes são utilizados diretamente no solo, principalmente os compostos orgânicos, ou por aplicação foliar e os seus efeitos sobre a produção de hortaliças são diversos, desde a nutrição da planta, a melhoria de diferentes variáveis fisiológicas e de qualidade pós-colheita, bem como atenuação de possíveis perdas por estresses abióticos, em especial por restrição hídrica ou excesso de sais no solo (Tabela 2).

Tabela 2. Diferentes biofertilizantes utilizados no cultivo de hortaliças: dose, forma de aplicação e espécie e seus efeitos.

Tipo	Fonte	Dose	Aplicação	Hortaliça	Efeito	Fonte
Leonardita	Leonardita	400 kg ha^{-1}	Sólido no solo	Batata	Aumento no número de tubérculos, número de tubérculos/planta e produtividade de tubérculos	Sanli et al. (2013)
Humato	Extrato húmico de vermicomposto enriquecido com microrganismo	20 mg L^{-1}	Líquido no substrato e foliar	Tomate	Crescimento e desenvolvimento das mudas. Aumento da produção de frutos, acúmulo de nitrato, da atividade da enzima nitrato redutase e estimulo das rotas metabólicas secundárias	Olivares et al. (2015)
Humato	Leonardita	20 – 80 L ha^{-1}	Liquida no substrato	Tomate	Aumento no teor de Fe, Cu e Zn nas folhas. Redução de Mn e B	Lima et al. (2011)
Biofertilizantes	Ácidos húmicos; carbono orgânico; aminoácidos; extrato de algas	1 g L^{-1}	Foliar	Cebola	Aumento do crescimento e da produtividade; aumento período pós-colheita	Shehata et al. (2017)
Substâncias húmicas	Extrato de vermicomposto	Diluídos 1:40 (v/v)	Foliar	Alho	Aumento da produtividade e da qualidade das variáveis de bulbo	Balmori et al. (2019)
Biofertilizante à base de microrganismos	*Azotobacter chroococcum* e *Azospirillum lipoferum*	9 t /ha	Sólido e inoculação da semente	Coentro	Aumento da produção de biomassa fresca e seca	Shirkhodaei et al. (2014)

Continua

Tabela 2. Continuação

Biofertilizante	Vermicomposto e bioinoculantes (*Azotobacter, Trichoderma e Pseudomonas*)	2 a 5 kg	Sólido no solo	Coentro	Melhoria na qualidade e nas massas fresca e seca	Sakthivel et al. (2020)
Biofertilizante	Polissacarídeos, polipeptídios e vitaminas	300 g por 500 L	Foliar	Pimentão	Aumento da fenilamina e metabólitos associados ao amadurecimento	Barrajón-Catalán et al. (2020)
Biofertilizante	Oligossacarídeos	50 mg L^{-1}	Foliar	Pimenta	Maior crescimento das plantas e do peso de frutos	Dzung et al. (2017)
Biofertilizante	Extrato de algas (*Ecklonia máxima*)	2 ou 3 L ha^{-1}	Foliar	Cenoura	Melhoria do valor nutricional e aumento do período de armazenamento	Wszelaczynska et al. (2019)
Hidrolisados proteico	Sementes de leguminosas	2,5 mL L^{-1}	Foliar e radicular em plantas sob estresse salino	Alface	Mitigação do efeito oxidativo e aumento do conteúdo de glicosinolatos	Lucini et al. (2015)
Humato líquido	Extrato de vermicomposto	15 mg L^{-1} de C	Foliar	Alface	Aumento da precocidade, número de folhas por planta e produtividade total	Hernandez et al. (2015)
Humato	Extrato húmico e aminoácidos	–	Foliar e líquido via solo	Tomate	Melhora no desenvolvimento da planta e aumento da eficiência de uso de nutrientes	Klokic et al. (2020)
Composto	Resto de podas enriquecidos com fungos micorrízicos arbusculares	5% (v:v) mistura com solo	Solo	Tomate	Melhora no crescimento e nas variáveis fotossintéticas e redução da infestação por *Verticillium dahliae*	Rahou et al. (2020)
Biofertilizantes	Extratos húmicos ou fulvicos; Extrato algas (*Achophyllum nodosum; Ecklonia maxima*)	2 L ha^{-1}	Foliar	Batata	Aumento da produtividade em condição de restrição hídrica e da produtividade comercial	Dziugiel e Wadas (2020)

Fonte: Adaptado de Zandonadi et al. (2014) e Shahrajabian et al. (2021).

Os ácidos húmicos purificados podem até duplicar a quantidade de N, P, K, Ca, Mg e S absorvidos por *Brassica napus* (Jannin et al., 2012). Ácidos húmicos extraídos de esterco bovino aumentaram a produtividade da alface, quando

associados a bactérias distróficas (Meirelles et al., 2017). Assim, o cultivo de hortaliças em regiões mais secas, nas quais os solos são passíveis de acúmulo de sais, tem sido possível a partir da aplicação de ácidos húmicos. O estresse salino afeta de forma negativa os índices fisiológicos das hortaliças e a presença das substâncias húmicas minimiza as perdas de produção. No cultivo do quiabo, a complementação da adubação com material orgânico num solo com alto teor de sais contribuiu para manutenção da produtividade (Sales et al., 2021).

Apesar dos efeitos em laboratório serem bastante claros e descritos em muitos trabalhos, os efeitos dos biofertilizantes em condições de campo ainda são pouco estudados. Biofertilizantes à base de substâncias húmicas de vermicomposto e microrganismos (Hortbio®) aumentaram a produtividade em alface e tomateiro (Guimarães et al., 2015; Zandonadi et al., 2017). O biofertilizante Hortbio® também retardou o pendoamento de diferentes genótipos de alface em um ensaio em câmara de crescimento mantida a 30°C por 24 h durante todo o ciclo produtivo (Figura 5).

Foto: Carlos E.P. Lima

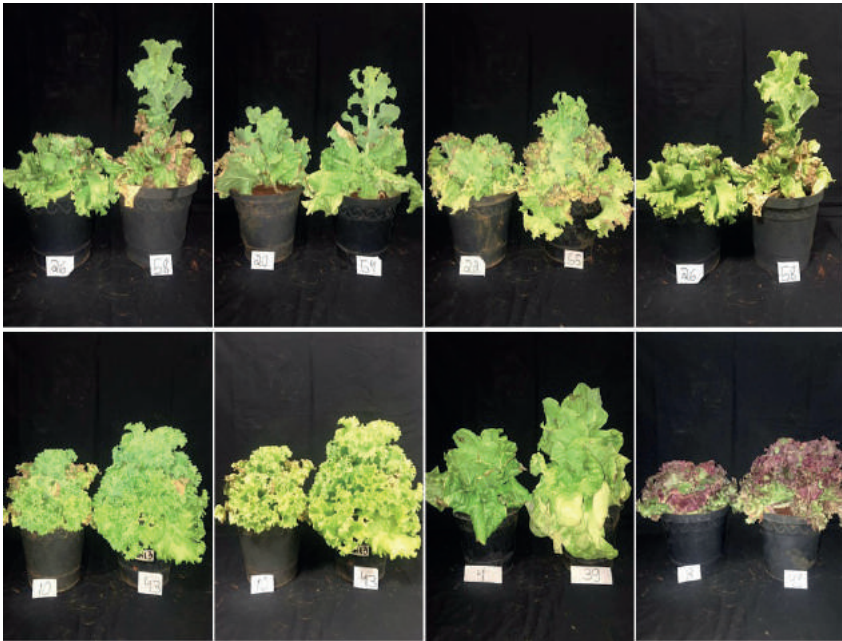



Figura 5. Plantas (diferentes genótipos de alface) fertilizadas unicamente com Hortbio® à esquerda e com fertilizantes minerais à direita, submetidas à temperatura de 30 °C por 24 h durante todo o ciclo de cultivo (45 dias) em câmara de crescimento vegetal. O uso do biofertilizante resultou em menor pendoamento ao final desse tempo.

Apesar de os os insumos obtidos por essas mesmas matérias-primas citadas serem classificados como bioestimulantes em diferentes países, a inclusão deles na Instrução Normativa nº 61 ampliou sobremaneira a oferta de biofertilizantes no mercado, principalmente porque se passou a ter produtos com maior uniformidade de formulação. Porém, existe a hipótese de que o uso ainda limitado de biofertilizantes e outros materiais orgânicos se deve à heterogeneidade da composição química desses insumos, em especial aqueles obtidos por meio do processo de vermicompostagem ou fermentação (Cajamarca et al., 2019). No entanto, a variação na composição química dos grupos de biofertilizantes é esperada devido à variabilidade dos teores de nutrientes contidos nas matérias-primas, bem como das suas múltiplas combinações (Tabelas 3 e 4).

Tabela 3. Teores de macronutrientes de resíduos agroindustriais utilizados no preparo de biofertilizantes.

Material	N	C	P	K	Ca	Mg	S	Na
	—— dag kg^{-1} ——		—— g kg^{-1} ——					
Farelo de algodão	5,57 ± 0,98	32,32 ± 0,98	7,45 ± 0,22	16,58 ± 0,67	2,06 ± 0,03	4,46 ± 0,18	2,78 ± 0,04	0,38 ± 0,05
Farelo mamona	6,72 ± 0,29	27,94 ± 0,25	7,50 ± 0,34	14,44 ± 0,61	6,40 ± 0,08	5,37 ± 0,18	4,03 ± 0,19	0,54 ± 0,10
Farelo de milho	1,11 ± 0,50	-	1,13 ± 0,06	3,80 ± 0,10	0,19 ± 0,03	0,52 ± 0,004	0,83 ± 0,01	0,49 ± 0,02
Farinha de sangue	12,34 ± 0,49	35,37 ± 0,43	2,32 ± 0,38	5,40 ± 0,18	5,26 ± 0,42	0,22 ± 0,02	5,01 ± 0,25	15,42 ± 0,5
Farinha de sementes	4,88 ± 0,03	38,91 ± 1,57	4,35 ± 0,48	34,83 ± 0,79	4,02 ± 0,33	2,53 ± 0,34	2,62 ± 0,50	1,04 ± 0,01
Farinha de osso	0,03 ± 0,01	2,22 ± 0,01	44,88 ± 1,55	-	141,98 ± 13,2	55,55 ± 4,30	4,34 ± 0,06	3,49 ± 0,18
Cinzas	0,040 ± 0,01	-	7,62 ± 0,07	84,44 ± 1,25	175,32 ± 3,42	34,53 ± 2,33	6,64 ± 0,18	21,62 ± 0,16

Valores médios ± erro padrão da média (n = 3).
Fonte: Adaptado de Cajamarca et al. (2019).

Tabela 4. Características químicas de biofertilizantes produzidos a partir de diferentes combinações de resíduos agroindustriais.

Biofertilizante	pH	EC	C	N	C/N	P	K	S	Ca	Mg	Fe	Na	Zn	Cd	Pb
		dS m^{-1}	g L^{-1}								mg L^{-1}				
1	6	5,9	200,3	4,5	4,5	0,81	2,93	0,46	3,91	1	121,15	-	8,76	0,1	-
2	7,6	11,2	-	1,8	-	0,43	2,7	-	-	-	-	-	-	-	-
3	6,27	-	-	87	-	6,3	14,7	5,5	0,31	0,52	-	9600	1,58	-	-
4	8,02	-	-	2,2	-	0,23	1,13	0,1	0,73	0,14	-	640	1,15	-	-
5	-	-	1,4	0,2	7	-	0,075	-	0,55	0,13	0,01	-	-	-	-
6	6,8	-	15,4	1,64	9,39	0,068	0,42			0,064	6,5		1,6	0,23	0,87
7	5,25	7,1	-	8	-	0,4	6,95	-	1,08	0,72	-	-	-	-	-
8	-	6,16	-	-	-	-	0,82	0,19	0,45	0,12	-	205,67	-	-	-
9	-	-	-	1,8	-	0,25	3	0,35		0,12	-	350	-	-	-
10	6,77	5,34	4	0,5	8	0,54	0,32	-	0,217	0,12	9,56	130	-	-	-
11	-	-	-	1,4	-	0,8	0,42	0,6	4,93	0,55	1,02	-	5,33	0,13	0,33
12	-	-	-	2,2	-	0,93	0,3	0,5	2,8	0,42	0,62	-	3	0,07	0,22
13	5,01	6,93	30,5	20,7	2	2,22	19,24	-	-	-	-	33980	-	-	-
14	7,2	9,69	18	2,1	8,62	0,002	1,4	-	3,75	0,003	0,18	-	62	-	-
15	8,1	-	2,3	0,4	6	0,5	0,7	0,24	0,58	0,26	6,36	-	3,72	-	-
CV (%)	14	32	160	222	34	150	152	162	98	90	203	170	168	41	52

1 = biofertilizante aeróbico; 2 = esterco de ovelha (50%) e esterco de gado (50%); 3 = proteínas de salmão hidrolisada; 4 = resíduos urbanos de digestão anaeróbica; 5 = esterco de suíno; 6 = água residuária do amido de batata doce; 7 = esterco bovino fresco, fosfato de rocha, farinha de sementes de leguminosa, cinza de madeira, leite, açúcar; 8 = esterco bovino curtido por 30 dias, melaço, leite, gesso agrícola; 9 = biofertilizante comercial UG max; 10 = esterco de coelho; 11 = lodo deixado em pousio anaeróbico por um ano (autoclavado); 12 = lodo fresco aeróbico (autoclavado); 13 = casca de mandioca e água residuária de lavagem da mandioca; 14 = água residuária da lavagem da oliva e esterco de aves desidratado; 15 = água residuária da criação de suínos.
Fonte: Adaptado de Cajamarca et al. (2019).

Apesar das diferentes concentrações de nutrientes em alguns biofertilizantes, o uso deles tem propiciado alterações positivas nos atributos de fertilidade do solo, bem como auferido ganhos de produção (Oliveira et al., 2014; Lima et al., 2015; Wang et al., 2017; Zandonadi et al., 2017). Lima et al. (2015) reportaram que a adição de diferentes tipos de Bokashi inoculados com microrganismos eficientes (EM Bokashi) aumentou a fertilidade do solo, assim como os teores de carbono orgânico particulado. Ainda de acordo com Lima et al. (2015), os efeitos foram dependentes do tipo de solo e que o EM Bokashi produzido a partir de cama de aviário foi mais efetivo em modificar os atributos químicos analisados. Wang et al. (2017) observaram melhoria na qualidade de três solos tratados com vermicomposto em comparação ao uso de composto de cama de aviário. Esses autores observaram ganhos de produtividade e melhor qualidade

de frutos de tomate, com maior relação acidez/açúcar e redução no teor de nitrato dos frutos. Em solos tratados com vermicomposto, mas sem histórico de cultivo de tomates, foram alcançadas maiores produtividades (74%), maiores teores de vitamina C (47%) e açucares solúveis (71%) quando comparado àqueles cultivados a longo prazo com essa cultura.

Ávila-Juárez et al. (2014) observaram aumento de 67% no teor de licopeno do tomateiro adubado com extrato de vermicomposto de esterco bovino via fertirrigação, na dose de 100 mL/planta, duas vezes por semana. Efeito positivo do uso de extrato de vermicomposto em tomateiro também foi reportado por Márquez-Quiroz et al. (2014) por meio da aplicação ao longo de todo o ciclo produtivo, após ajustar o pH e a condutividade elétrica da suspensão em 5,5 e 2,5 dS m^{-1}, respectivamente. O uso de Bokashi e extrato de vermicomposto aumentaram os teores de capsaicina e sólidos solúveis em 41% e 42%, respectivamente, em pimenta jalapenho (*Capsicum annuum* L), e a produtividade da cebola (*Allium cepa* L) de 6,4 para 21 t ha^{-1} (Álvarez-Solís et al., 2016).

A aplicação de biofertilizantes produzidos na propriedade, para a complementação da adubação de hortaliças, pode ser realizada diretamente no solo, por meio de fertirrigação, ou via foliar. No entanto, em ambos os casos deve-se ter atenção quanto à salinidade, principalmente em relação àqueles obtidos por fermentação (Figura 6). Para aplicação foliar, a concentração final sugerida deve ser de 2% a 5% (V/V), a depender da espécie cultivada e do estágio de desenvolvimento. A diluição deverá ser realizada com água de boa qualidade isenta de patógenos.

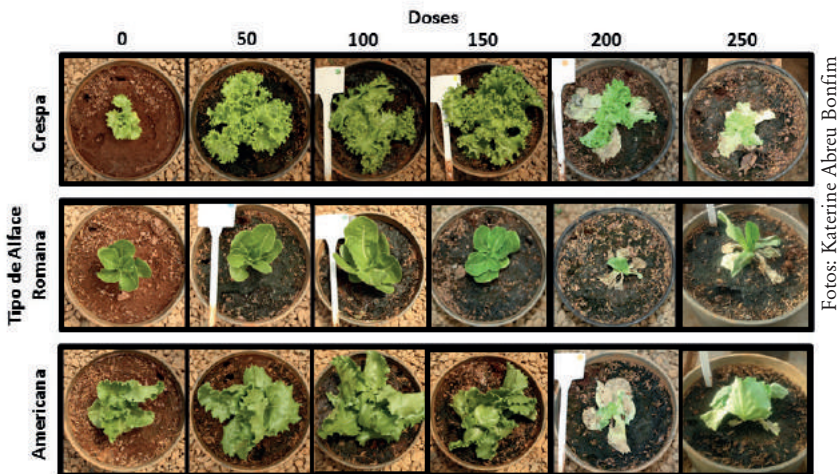



Figura 6. Redução no desenvolvimento das alfaces Crespa, Romana e Americana a partir do aumento do potencial osmótico da solução do solo, tratados com doses crescentes do Hortbio®. Dose de nitrogênio variando de 0 a 250 kg ha^{-1}.

Os biofertilizantes baseados em microrganismos promotores de crescimento de plantas incluem inóculos de bactérias e fungos de vários gêneros e encontraram aplicações práticas no cultivo de hortaliças isoladamente ou em combinação uns com os outros (Sani et al., 2020). A caraterização microbiológica do Hortbio®, por exemplo, mostra uma diversidade de microrganismos disponíveis, dentre eles, bactérias dos gêneros *Pseudomonas, Bacillus* e *Gluconacetobacter*, além de fungos e leveduras (Fontenelle et al., 2017). Zandonadi et al. (2017), estudando os efeitos do Hortbio® e extratos húmicos na cultura da alface romana (cv. Branca de Paris) em ambiente protegido, observaram aumento de três vezes na área foliar e maior rendimento de matéria fresca. De acordo com os autores, a maior eficiência dos biofertilizantes está associada à presença de compostos orgânicos análogos a fitohormônios, como do ácido 3-indolil acético (AIA).

O uso de biofertilizantes, principalmente contendo microrganismos, estimula os processos fisiológicos naturais na planta, que são associados à maior absorção de nutrientes, além da produção de metabólitos associados diretamente com o crescimento de plantas, como giberelinas, auxinas e citocininas (Islas-Veldez et al., 2017). Adicionalmente, Olanrewaju et al. (2017) chamam a atenção pelo fato destes microrganismos sintetizarem antibióticos, sideróforos e ácidos hidrocinâmicos que podem atuar na supressão da atividade de fitopatógenos (Fontenelle et al., 2015).

Extratos de vermicomposto, puros ou inoculados com *Trichoderma asperellum* ou *Trichoderma virens*, em solos infestados com nematoides das galhas (*Meloidogyne incognita*) aumentaram a produtividade do tomateiro e de pimentão (Pereira et al., 2020; Pereira et al., 2021). Contudo, o resultado mais relevante está relacionado ao controle biológico dos nematoides, sendo que os autores verificaram que o vermicomposto puro reduziu o número de ovos de J2 e do fator de reprodução do nematoide em 62% e 35% para o pimentão e 46% e 22% para o tomateiro, respectivamente.

O uso de Bokashi em diferentes formulações foi eficiente em suprimir a murcha bacteriana em tomateiro (*Ralstonia solanacearum*) (Fontenelle et al., 2015) e o nematoide das galhas na cultura da alface (Dias-Arieira et al., 2015).

Cultivo de hortaliças em sistema de plantio direto

Os benefícios do sistema de plantio direto para a produção agrícola são amplamente reconhecidos, contudo, ainda é pouco utilizado em hortaliças. A adoção do sistema de plantio direto de hortaliças é importante dada as características peculiares do sistema convencional de produção dessas espécies, tais como o uso intensivo do solo, de água e de insumos, bem como a sensibilidade delas a extremos climáticos de precipitação e temperatura. Além disso, parte das hortaliças mais importantes são originadas de regiões temperadas e o

aumento de temperatura global afetará sobremaneira a produção das diferentes espécies hortícolas. Adicionalmente, pelo fato de o cultivo de hortaliças não se limitar apenas às áreas mais planas, é comum a presença de cultivos em relevos declivosos, como aqueles observados em regiões serranas do Sudeste e do Sul do país. Por isso, a promoção do uso do sistema de plantio direto de hortaliças visa a adaptação desse sistema às mudanças climáticas por meio da redução na vulnerabilidade da terra à erosão, na perda de fertilidade e no aumento da temperatura do solo, além da redução da pressão de plantas espontâneas e da necessidade de água para irrigação entre outros.

O sistema de plantio direto de hortaliças tem mostrado índices de produtividade equivalentes ou superiores aos sistemas convencionais de produção para cultivos de brócolis cabeça única (Melo et al., 2010), repolho (Marouelli et al., 2010; Souza et al., 2014), tomate (Marouelli et al., 2006; Lima et al., 2017a) e melão (Lima et al., 2017b). Adicionalmente, o sistema de plantio direto de hortaliças tem sido considerado um sistema de produção eficiente em mitigar as emissões atmosféricas de gases de efeito estufa pela horticultura (Lima et al., 2016) e de adaptar a produção de hortaliças aos cenários projetados de mudanças climáticas globais (Lima et al., 2017c, 2017d).

Nas áreas nas quais é adotado o sistema de plantio direto de hortaliças, há uma clara tendência de redução das perdas de solo, água e nutrientes, de aumento nos estoques de C e N, de redução da temperatura, aumento da umidade e da biota do solo entre outros. Além disso, também se observa o controle de plantas espontâneas e de algumas doenças e pragas de solo.

O potencial de uso do sistema de plantio direto de hortaliças como estratégia de mitigação de emissões atmosféricas de gases de efeito estufa foi demonstrado por Lima et al. (2016), que reportaram acúmulo de carbono das frações lábeis, não-lábeis e total numa profundidade de até 30 cm ao final do sexto ano de cultivo. Lima et al. (2017d) observaram que o sistema de plantio direto de hortaliças reduziu a amplitude térmica e a temperatura média do solo em até 4 C em superfície, com maiores reduções registradas até os 10 cm de profundidade (Lima et al., 2017d), promoveu economia de água para irrigação em até 10% (Marouelli et al., 2006, 2010) e a redução da perda de solo, água e nutrientes (Caixeta et al., 2009; Souza, 2013; Lima et al., 2017c).

O sucesso do sistema de plantio direto de hortaliças está ligado à utilização dos adubos verdes e ou plantas de coberturas em que o aumento da quantidade de biomassa depositada na superfície do solo, associado à melhoria de sua qualidade física, tem efeitos diretos na redução dos processos erosivos e favorecimento da recuperação da qualidade do solo. Na Figura 7 são apresentados alguns exemplos de cultivo de hortaliças em sistema de plantio direto de hortaliças.

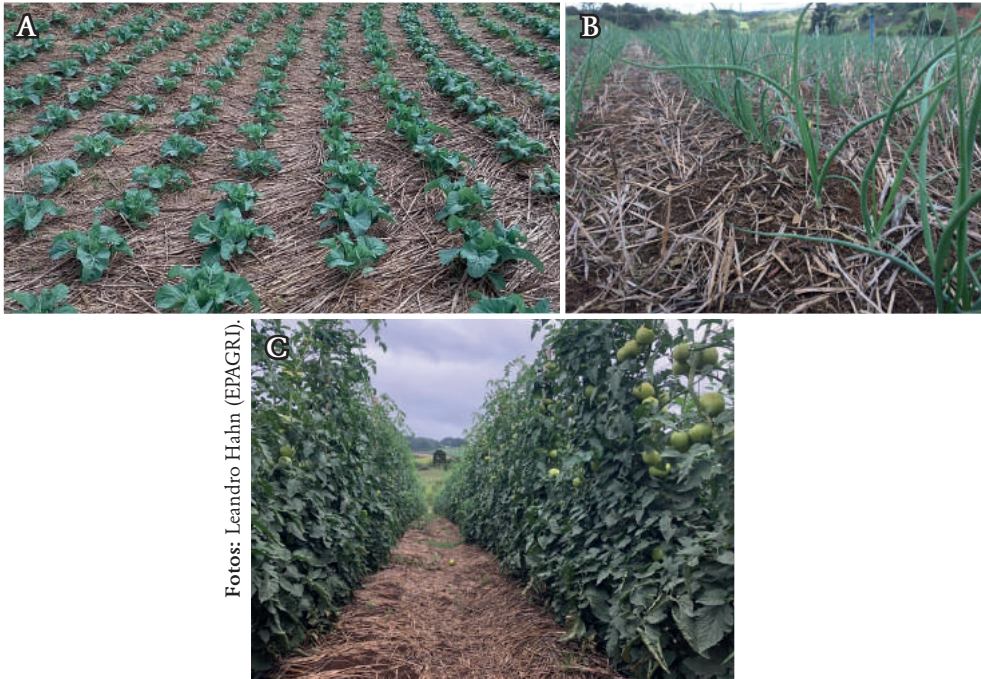



Figura 7. Produção de brássicas (A), cebola (B) e tomate (C) em sistema de plantio direto de hortaliças.

Após cinco anos de sistema de plantio direto de hortaliças de cebola, o uso de plantas de cobertura, solteiras ou consorciadas, mostrou-se eficiente para restabelecer e aumentar os teores de carbono orgânico total e índices de agregação do solo em comparação com área sob cultivo convencional há mais de 30 anos (Loss et al., 2015). Esses autores observaram aumento da agregação do solo com uso do nabo-forrageiro na camada de 10 a 20 cm de profundidade e que a substituição do plantio convencional pelo sistema de plantio direto de hortaliças, com plantas de cobertura, favoreceu a formação de macroagregados estáveis em água, com posterior aumento do diâmetro médio ponderado, diâmetro médio geométrico e índice de sensibilidade.

Avaliações complementares nessa mesma área de estudo mostraram que o sistema de plantio direto de hortaliças favoreceu o processo de humificação e proteção das frações da matéria orgânica do solo nos agregados na profundidade de 0 - 5 cm em comparação ao plantio convencional, além de melhorar a fertilidade do solo, incrementando os teores de Ca, Mg e K (Santos, 2016).

Lima et al. (2018) observaram numa área cultivada com hortaliças, por mais de cinco anos, sob diferentes sistemas de manejo (plantio direto, cultivo

mínimo e cultivo convencional), maiores teores de matéria orgânica do solo com plantio direto e cultivo mínimo.

Considerações finais

É ponto pacífico os benéficos da manutenção da matéria orgânica do solo ou o seu incremento a partir da aplicação de diferentes tipos de insumos para o aumento da produtividade das culturas e conservação do solo. Para o cultivo de hortaliças não é diferente e a adaptação das práticas de manejo do solo, já consagradas para as outras espécies agrícolas, é um dos desafios a serem sobrepujados. Apesar dos resultados expressivos a partir da adoção do sistema de plantio direto de hortaliças, dúvidas ainda persistem no que se refere à recomendação do sistema para o setor produtivo, nas diferentes condições edafoclimáticas brasileiras. A indicação de plantas de cobertura mais adequadas, consorciadas ou não, para a rotação com o cultivo de hortaliças está entre as principais incertezas.

Quanto ao uso de produtos biofertilizantes, adubos orgânicos e organominerais, bem como outros insumos disponíveis no mercado, ainda restam dúvidas sobre as recomendações de aplicação ou a definição da dose de maior eficiência agronômica. Os resultados de pesquisa têm sido muito robustos e reproduzíveis, porém muitos foram obtidos em laboratório ou em ensaios em casa de vegetação. Assim, é mister avançar nos estudos dos efeitos dos diferentes insumos orgânicos em condições de campo, preferencialmente em estudos a longo prazo.

Da mesma forma, há uma carência enorme de estudos envolvendo métodos de análises de solos com altos teores de matéria orgânica, principalmente nos solos sob produção orgânica de hortaliças. A discussão que se quer fomentar é se os principais métodos utilizados em laboratórios de rotina de solo são os mais adequados para o correto manejo da fertilidade nesses tipos específicos de solo. Não é raro observar excessos de nutrientes e pH elevado em solos em que o sistema de manejo orgânico é adotado. Nesse cenário, os teores obtidos a partir da análise química do solo estariam correlacionados de forma estreita com a necessidade das culturas? Em outras palavras, será que os teores observados estão realmente disponíveis para as plantas?

Por fim, as pesquisas relacionadas aos efeitos da manutenção da matéria orgânica do solo ou dos usos de insumos orgânicos têm deixado de explorar com mais detalhes a qualidade das hortaliças, principalmente os estudos nacionais. Como as hortaliças são consumidas, em geral, no seu estado natural ou com mínimo processamento, avaliar a relação entre a nutrição das plantas com a melhoria da qualidade funcional e nutracêutica dos alimentos também é de suma importância.

Referências

AGUILAR, A. S.; CARDOSO, A. F.; LIMA, L. C.; LUZ, J. M. Q.; RODRIGUES, T.; LANA, R. M. Q. Influence of organomineral fertilization in the development of the potato crop cv. Cupid. **Bioscience Journal**, v. 35, p. 199-210, 2019. DOI: https://doi.org/10.14393/BJ-v35n1a2019-41740.

ALVAREZ V., V. H.; NOVAIS, R. F.; BARROS, N. F.; CANTARUTTI, R. B.; LOPES, A. S. Interpretação dos resultados das análises de solos. In.: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V., V. H. (ed.) **Recomendação para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais – 5ª Aproximação.** Viçosa, MG. Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. p. 30-36.

ÁLVAREZ-SOLÍS, J. D.; MENDOZA-NÚÑEZ, J. A.; LEÓN-MARTÍNEZ, N. S.; CASTELLANOS-ALBORES, J.; GUTIÉRREZ-MICELI, F. A. Effect of bokashi and vermicompost leachate on yield and quality of pepper (*Capsicum annuum*) and onion (*Allium cepa*) under monoculture and intercropping cultures. **Ciencia e Investigación Agraria**, v. 43, p. 243-252, 2016. DOI: https://doi.org/10.4067/S0718-16202016000200007.

ALVES, E. U.; OLIVEIRA, A. P.; BRUNO, R. L. A.; SADER, R.; ALVES, A. U. Rendimento e qualidade fisiológica de sementes de coentro cultivado com adubação orgânica e mineral. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 27, p. 132-137, 2005. DOI: https://doi.org/10.1590/S0101-31222005000100016.

ASSENÇÃO, D. O. M. **Qualidade de solos cultivados com hortaliças no Distrito Federal**. 2020. 69 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal Goiano, Campus Morrinhos. Morrinhos.

ÁVILA-JUÁREZ, L.; GONZÁLEZ, A. R.; PIÑA, N. R.; GONZÁLEZ, R. G. G; PACHECO, I. T.; VELÁZQUEZ, R. V. O.; MOUSTAPHA, B. Vermicompost leachate as a supplement to increase tomato fruit quality. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 15, p. 46-59, 2014. DOI: https://doi.org/10.4067/S0718-95162015005000005.

BALMORI, D. M.; DOMÍNGUEZ, C. Y. A.; CARRERAS, C. R.; REBATOS, S. M.; FARÍAS, L. B. P.; IZQUIERDO, F. G.; BERBARA, R. L. L.; GARCÍA, A. C. Foliar application of humic liquid extract from vermicompost improves garlic (*Allium sativum* L.) production and fruit quality. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 8, p. 103-112, 2019. DOI: https://doi.org/10.1007/s40093-019-0279-1.

BARRAJÓN-CATALÁN, E.; ÁLVAREZ-MARTÍNEZ, F. J.; BORRÁS, F.; PÉREZ, D.; HERRERO, N.; RUIZ, J. J.; MICOL, V. Metabolomic analysis of the effects of a commercial complex biostimulant on pepper crops. **Food Chemistry,** v.310, 125818, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2019.125818.

BRASIL. 2020. **Instrução Normativa nº 61**, de 8 de julho de 2020. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Diário Oficial da União, Brasília, n. 134, 15 de julho de 2020, seção 1. Pag. 5. http://www.in.gov.br/web/dou/-/instrucao-normativa-n-61-de-8-de-julho-de-2020-266802148. Disponível em: https://www.in.gov.br/web/dou/-/instrucao-normativa-n-61-de-8-de-julho-de-2020-266802148. Acesso em 3 mar. 2021.

CAIXETA, R. P.; ALCÂNTARA, F. A.; MADEIRA, N. R.; ABDALLA, R. P. **Perdas de água, solo nutrientes e matéria orgânica em área cultivada com cebola sob diferentes sistemas de manejo de solo.** Brasília. Embrapa Hortaliças, 2009. 20 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 51).

CAJAMARCA, S. M. N.; MARTINS, D.; SILVA, J.; FONTENELLE, M. R.; GUEDES, I. M. R.; FIGUEIREDO, C. C.; LIMA, C. E. P. Heterogeneity in the chemical composition of biofertilizers, potential agronomic use, and heavy metal contents of different agro-industrial wastes. **Sustainability**, v. 11, article 1995, 2019. DOI: https://doi.org/10.3390/su11071995.

CANELLAS, L. P., OLIVARES, F. L. Physiological responses to humic substances as plant growth promoter. **Chemical and Biology Technologies in Agriculture,** v. 1, article 3, 2014. DOI: https://doi.org/10.1186/2196-5641-1-3.

CANELLAS, L. P.; PICCOLO, A.; DOBSS, L. B.; SPACCINI, R.; OLIVARES, F. L.; ZANDONADO, D. B.; FAÇANHA, A. R. Chemical composition and bioactivity properties of size-fractions separated from a vermicompost humic acid. **Chemosphere**, v. 78, p. 457-466, 2010. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.10.018.

CARDOSO, A. F.; LUZ, J. M. Q.; LANA, R. M. Q. Produtividade e qualidade de tubérculos de batata em função do fertilizante organomineral e safras de plantio. **Revista Caatinga**, v. 28, p. 80–89, 2015. https://doi.org/10.1590/1983-21252015v28n409rc.

DIAS-ARIEIRA, C. R.; MATTEI, D.; PUERARI, H. H.; RIBEIRO, R. C. F. Use of organic amendments in the management of root-knot nematode in lettuce. **Horticultura Brasileira**, v. 33, p. 488-492, 2015. DOI: https://doi.org/10.1590/S0102-053620150000400013.

DZIUGIEŁ, T.; WADAS, W. Possibility of increasing early crop potato yield with foliar application of seaweed extracts and humic acids. **Journal of Central European Agriculture,** v. 21, p. 300-310, 2020. DOI: https://doi.org/ 10.5513/JCEA01/21.2.2576.

DZUNG, P. D.; VAN PHU, D.; DU, B. D.; NGOC, L. S.; DUY, N. N.; HIET, H. D.; NGHIA, D. H.; THANG, N. T.; VAN LE, B.; HIEN, N. Q. Effect of foliar application of oligochitosan with different molecular weight on growth promotion and fruit yield enhancement of chili plant. **Plant Production Science,** v. 20, p. 389-395, 2017. DOI: https://doi.org/10.1080/1343943X.2017.1399803.

FAÇANHA, A. R.; FAÇANHA, A. L. O.; OLIVARES, F. L.; GURIDI, F.; SANTOS, G. D. A.; VELLOSO, A. C. X.; RUMJANEK, V. M.; BRASIL, F.; SCHRIPSEMA, J.; BRAZ-FILHO, R.; OLIVEIRA, M. A.; CANELLAS, L. P. Humic acids bioactivity: effects on root development and on the plasma membrane proton pump. **Pesquisa Agropecuária Brasileira,** v. 37, p. 1301-1310, 2002. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-204X2002000900014.

FERNANDES, A. L. T.; TESTEZLAF, R. Fertirrigação na cultura do melão em ambiente protegido, utilizando-se fertilizantes organominerais e químicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 6, p. 45-50, 2002. DOI: https://doi.org/10.1590/S1415-43662002000100009.

FONTENELLE, M. R.; LOPES, C. A.; LIMA, C. E. P.; SOARES, D. C.; SILVA, L. R. B.; ZANDONADI, D. B.; SOUZA, R. B.; MOITA, A. W. Microbial attributes of infested soil suppressive to bacterial wilt by Bokashi amendments. **Agricultural Sciences**, v. 6, p. 1239-1247, 2015. DOI: https://doi.org/10.4236/as.2015.610119.

FONTENELLE, M. R.; LIMA, C. E. P.; BONFIM, C. A.; ZANDONADI, D. B.; BRAGA, M. B.; PILON, L.; MACHADO, E. R.; RESENDE, F. V. **Biofertilizante Hortbio®: propriedades agronômicas e instruções para o uso.** Brasília, DF: Embrapa Hortaliças, 2017. 11 p. (Embrapa Hortaliças. Circular Técnica, 162).

GUIMARÃES, J. A.; ZANDONADI, D. B.; DE MOURA, A. P. Levantamento de insetos associados ao tomateiro BRS Montese em cultivo protegido de base ecológica no Distrito Federal. **Embrapa Hortaliças-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)**, 2015.

HERNANDEZ, O. L.; CALDERÍN, A.; HUELVA, R.; MARTÍNEZ-BALMORI, D.; GURIDI, F.; AGUIAR, N. O.; OLIVARES, F. L.; CANELLAS, L. P. Humic substances from vermicompost enhance urban lettuce production. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 35, p. 225-232, 2015. DOI: https://doi.org/10.1007/s13593-014-0221-x.

ISLAS-VALDEZ, S.; LUCHO-CONSTANTINO, C. A.; BELTRÁN-HERNÁNDEZ, R. I.; GÓMEZ-MERCADO, R.; VÁZQUEZ-RODRÍGUEZ, G. A.; HERRERA, J. M.; JIMÉNEZ-GONZÁLEZ, A. Effectiveness of rabbit manure biofertilizer in barley crop yield. **Environmental Science Pollution Research,** v. 24, p. 25731-25740, 2017. DOI: https://doi.org/10.1007/s11356-015-5665-2.

JANNIN, L.; ARKOUN, M.; OURRY, A.; LAÎNÉ, P.; GOUX, D.; GARNICA, M.; FUENTES, M.; FRANCISCO, S. S.; BAIGORRI, R.; CRUZ, F.; HOUDUSSE, F.; GARCIA-MINA, J. M.; YVIN, J.; ETIENNE, P. Microarray analysis of humic acid effects on *Brassica napus* growth: Involvement of N, C and S metabolisms. **Plant and Soil**, v. 359, p. 297-319, 2012. DOI: https://doi.org/10.1007/s11104-012-1191-x.

KASEKER, J. F.; BASTOS, M. C.; CONSALTER, R.; MÓGOR, A. F. Alteração do crescimento e dos teores de nutrientes com utilização de fertilizante organomineral em cenoura. **Revista Ceres**, v. 61, p. 964-969, 2014. DOI: https://doi.org/10.1590/0034-737X201461060011.

KLOKIC, I.; KOLEŠKA, I.; HASANAGIC, D.; MURTIC, S.; BOSANCIC, B.; TODOROVIC, V. Biostimulants' influence on tomato fruit characteristics at conventional and low-input NPK regime. **Acta Agriculturae Scandinavica, Section B Plant & Soil Science,** v. 70, p. 233–240, 2020. DOI: https://doi.org/10.1080/09064710.2019.1711156.

LIMA, A. A.; ALVARENGA, M. A. R.; RODRIGUES, L.; CARVALHO, J. G. Leaf nutrient content and yield of tomato grown in different substrates and doses of humic acids. **Horticultura Brasileira**, v.29, p.63-69, 2011.

LIMA, C. E. P.; FONTENELLE, M. R.; SILVA, L. R. B.; SOARES, D. C.; MOITA, A. W.; ZANDONADI, D. B.; SOUZA, R. B.; LOPES, C. A. Short-term changes in fertility attributes and soil organic matter caused by the addition of EM Bokashis in two tropical soils. **International Journal of Agronomy**, v. 2015, Article ID 754298, 2015. DOI: https://doi.org/10.1155/2015/754298.

LIMA, C. E. P.; FONTENELLE, M. R.; MADEIRA, N. R.; SILVA, J.; GUEDES, I. M. R.; SILVA, L. R. B.; SOARES, D. C. Compartimentos de carbono orgânico em Latossolo cultivado com hortaliças sob diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 378-387, 2016. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000400011.

LIMA, C. E. P.; MADEIRA, N. R.; SILVA, J.; FONTENELLE, M. R.; MELO, R. A. C.; GUEDES, I. M. R. **Benefícios da adoção do sistema de plantio direto de hortaliças**. Brasília. Embrapa Hortaliças, 2017a. 32 p. (Embrapa Hortaliças. Documentos, 156).

LIMA, C. E. P.; FONTENELLE, M. R.; LIGOSKI, G. R.; MADEIRA, N. R.; OLIVEIRA, V. R.; PINHEIRO, J. B.; GONDIM, R. S.; LIMA, M. F. Productivity and quality of melon cultivated in a protected environment under different soil managements. **Horticultura Brasileira**, v. 35, p. 576-582, 2017b.

LIMA, C. E. P.; SILVA, J.; GUEDES, I. M. R.; MADEIRA, N. R.; FONTENELLE, M. R. Management systems effect on fertility indicators of a Ferralsol with vegetable crops as determined by different statistical tools. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, p. 1-14, 2017c. DOI: https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20160468.

LIMA, C. E. P.; MADEIRA, N. R.; MELO, R. A. C.; SILVA, J.; GUEDES, I. M. R.; FONTENELLE, M. R. **Temperatura de um Latossolo Vermelho em cultivo de brócolis em diferentes sistemas de manejo**. Brasília, Embrapa Hortaliças, 2017d. 21 p. (Embrapa Hortaliças. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 151).

LIMA, C. E. P; GUEDES, I. M. R.; SILVA, J.; ALCÂNTARA, F. A.; MADEIRA, N. R.; CARVALHO, A. D. F.; FONTENELLE, M. R. Effects of five years adoption of no-tillage systems for vegetables crops in soil organic matter contents. **Agricultural Sciences**, v. 9, p. 117-128, 2018. DOI: https://doi.org/10.4236/as.2018.91009.

LOSS, A.; BASSO, A.; OLIVEIRA, B. S.; KOUCHER, L. P.; OLIVEIRA, R. A.; KURTZ, C.; LOVATO, P. E.; CURMI, P.; BRUNETTO, G.; COMIN, J. J. Carbono orgânico total e agregação do solo em sistema de plantio direto agroecológico e convencional de cebola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 1212-1224, 2015. DOI: https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20140718.

LUCINI, L.; ROUPHAEL, Y.; CARDARELLI, M.; CANAGUIER, R.; KUMAR, P.; COLLA, G. The effect of a plant-derived biostimulant on metabolic profiling and crop performance of lettuce grown under saline conditions. **Scientia Horticulturae,** v. 182, p. 124-133, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scienta.2014.11.022.

LUZ, J. M. Q.; OLIVEIRA, G; QUEIROZ, A. A.; CARREON, R. Aplicação foliar de fertilizantes organominerais em cultura de alface. **Horticultura Brasileira,** v. 28, p. 373-377, 2010. DOI: https://doi.org/10.1590/S0102-05362010000300023.

MAROUELLI, W. A.; SILVA, H.R.; MADEIRA, N. R. Uso de água e produção de tomateiro para processamento em sistema de plantio direto com palhada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira,** v. 41, p. 1399-1404, 2006. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-204X2006000900008.

MAROUELLI, W. A.; ABDALLA, R. P.; MADEIRA, N. R.; OLIVEIRA, A. S.; SOUZA, R. F. Eficiência do uso da água e produção de repolho sobre diferentes quantidades de palhada em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, p. 369-375, 2010. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-204X2010000400004.

MÁRQUEZ-QUIROZ, C; LÓPEZ-ESPINOSA, S. T.; SÁNCHEZ-CHÁVEZ, E.; GARCÍA-BAÑUELOS, M. L.; DE LA CRUZ-LÁZARO, E.; REYES-CARRILLO, J. L. Effect of vermicompost tea on yield and nitrate reductase enzyme activity in saladette tomato. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 14, p. 223-231, 2014. DOI: https://doi.org/10.4067/S0718-95162014005000018.

MELO, R. A. C.; MADEIRA, N. R.; PEIXOTO, J. R. Cultivo de brócolos de inflorescência única no verão em plantio direto. **Horticultura Brasileira**, v. 28, p. 23-28, 2010. DOI: https://doi.org/10.1590/S0102-05362010000100005.

MEIRELLES, A. F. M.; BALDOTTO, M. A.; BALDOTTO, L. E. B. Produtividade da alface (*Lactuca sativa* L.) em resposta à aplicação de ácidos húmicos e bactérias diazotróficas, em condições de campo. **Revista Ceres,** v. 64, p. 553-556, 2017. DOI: https://doi.org/10.1590/0034-737x201764050014.

MŁODZI SKA, E.; KŁOBUS, G.; CHRISTENSEN, M. D.; FUGLSANG, A. T. The plasma membrane H+-ATPase AHA2 contributes to the root architecture in response to different nitrogen supply. **Physiology Plantarum**, v. 154, p. 270-282, 2015. DOI: https://doi.org/10.1111/ppl.12305.

NARDI, S.; TOSONI, M.; PIZZEGHELLO, D.; PROVENZANO, M. R.; CILENTI, A.; STURARO, A.; RELLA, R.; VIANELLO, A. Chemical characteristics and biological activity of organic substances extracted from soils by root exudates. **Soil Science Society of America Journal,** v. 69, p. 2012-2019, 2005. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0401.

OLANREWAJU, O. S.; GLIC, B. R.; BABALOLA, O. O. Mechanisms of action of plant growth promoting bacteria. **World Journal of Microbiology and Biotechnology,** v. 33, p. 2-16, 2017. DOI: https://doi.org/10.1007/s11274-017-2364-9.

OLIVARES, F. L.; AGUIAR, N. O.; ROSA, R. C. C.; CANELLAS, L. P. Substrate biofortification in combination with foliar sprays of plant growth promoting bacteria and humic substances boosts production of organic tomatoes. **Scientia Horticulturae**, v. 183, p. 100-108, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scienta.2014.11.012.

OLIVEIRA, E. A. G.; RIBEIRO, R. L. D.; LEAL, M. A. A.; GUERRA, J. G. M.; ARAUJO, E. S.; ESPINDOLA, J. A. A.; ROCHA, M. S.; BASTOS, T. C.; SAITER, O. **Compostos orgânicos fermentados tipo bokashi obtidos com diferentes materiais de origem vegetal e diferentes formas de inoculação visando sua utilização no cultivo de hortaliças.** Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2014. 32p. (Embrapa Agrobiologia. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 98 p.).

PEREIRA, T. D. S.; MACÊDO, A. G.; SILVA, J.; PINHEIRO, J. B.; PAULA, A. M.; BISCAIA, D.; BUSATO, J. G. Water-extractable fraction of vermicomposts enriched with *Trichoderma* enhances the growth of bell pepper and tomato as well as their tolerance against *Meloidogyne incognita*. **Scientia Horticulturae,** v. 272, e109536, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scienta.2020.109536.

PEREIRA, T. S.; PAULA, A. M.; FERRARI, L. H.; SILVA, J.; PINHEIRO, J. B.; CAJAMARCA, S. M. N.; JINDO, K.; SANTOS, M. P.; ZANDONADI, D. B.; BUSATO, J. G. *Trichoderma*-enriched vermicompost extracts reduces nematode biotic stress in tomato and bell pepper crops. **Agronomy**, v. 11, 1655, 2021. DOI: https://doi.org/10.3390/agronomy11081655.

PERES, L. A. C.; TERRA, N. F.; REZENDE, C. F. A. Productivity of industrial tomato submitted to organo-mineral fertilization in cover. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, p. 10586-10599, 2020. DOI: https://doi.org/10.34117/bjdv6n3-075.

PINTON, R.; VARANINI, Z.; VIZZOTTO, G.; MAGGIONI, A. Soil humic substances affect transport properties of tonoplast vesicles isolated from oat roots. **Plant and Soil,** v. 142, p. 203-210, 1992.

RAHOU, Y. A.; AIT-EL-MOKHTAR, M.; ANLI, M.; BOUTASKNIT, A.; BEN-LAOUANE, R.; DOUIRA, A.; BENKIRANE, R.; EL MODAFAR, C.; MEDDICH, A. Use of mycorrhizal fungi and compost for improving the growth and yield of tomato and its resistance to *Verticillium dahliae*. **Archives Phytopathology and Plant Protection**, v. 54, p. 665-690, 2020. DOI: https://doi.org/10.1080/03235408.2020.1854938.

SAKTHIVEL, P; SUJEETHA, A. R. P.; RAVI, G.; GIRISH, A. G.; CHANDER, P. P. Effect of vermicompost with microbial bio inoculums on the growth parameter of coriander (*Coriandrum sativum* L.). **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences,** v. 9, p. 613-622, 2020. DOI: https://doi.org/10.20546/ijcmas.2020.908.068.

SALES, J. R. S.; MAGALHÃES, C. L.; FREITAS, A. G. S.; GOES, G. F.; SOUSA, H. C.; SOUSA, G. G. Physiological indices of okra under organomineral fertilization and irrigated with salt water. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental,** v. 25, p. 466-471, 2021. DOI: https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v25n7p466-471.

SANI, M. N. H.; ISLAM, M. N.; UDDAIN, J.; CHOWDHURY, M. S. N.; SUBRAMANIAM, S. Synergistic effect of microbial and nonmicrobial biostimulants on growth, yield, and nutritional quality of organic tomato. **Crop Science,** v. 60, p. 2102-2114, 2020. DOI: https://doi.org/10.1002/csc2.20176.

SANLI, A.; KARADOGAN, T.; TONGUC, M. Effects of leonardite applications on yield and some quality parameters of potatoes (*Solanum tuberosum* L.). **Turkish Journal of Field Crops**, v. 18, p. 20-26, 2013.

SANTOS, H. L. **Frações orgânicas e atributos químicos em agregados do solo sob sistemas de plantio direto e convencional de cebola**. 2016. 67 f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

SANTOS, E. N.; MESQUITA, A. C.; YURI, J. E.; SOUZA, M. A.; SOUZA, A. R. E. Fertilizante organomineral no cultivo do meloeiro no submédio Vale do São Francisco. **Revista Agronomia e Ambiente**, v. 13, p. 1233-1250, 2020. DOI: https://doi.org/10.17765/2176-9168.2020v13n4p1233-1250.

SCHMIDT, W.; SANTI, S.; PINTON, R.; VARANINI, Z. Water-extractable humic substances alter root development and epidermal cell pattern in *Arabidopsis*. **Plant Soil,** v. 300, p. 259–267, 2007. DOI: https://doi.org/10.1007/s11104-007-9411-5.

SHAHRAJABIAN, M. H.; CHASKI, C.; POLYZOS, N.; PETROPOULOS, S. A. Biostimulants Application: A low input cropping management tool for sustainable farming of vegetables. **Biomolecules**, v. 11, 698, 2021. DOI: https://doi.org/10.3390/biom11050698.

SHEHATA, S. A.; ABDELGAWAD, K. F.; ELMOGY, M. Quality and shelf-life of onion bulbs influenced by bio-stimulants. **International Journal of Vegetable Science**, v. 23, p. 362-371, 2017. DOI: https://doi.org/10.1080/19315260.2017.1298170.

SHIRKHODAEI, M.; DARZI, M. T.; HAJ, M.; HADI, M. H. S. Influence of vermicompost and biostimulant on the growth and biomass of coriander (*Coriandrum sativum* L.). **International Journal of Advanced Biological and Biomedical Research**, v. 2, p. 706–714, 2014.

SONDERGAARD, T. E.; SCHULZ, A.; PALMGREN, M. G. Energization of Transport Processes in Plants. Roles of the Plasma Membrane H+-ATPase, **Plant Physiology**. v. 136, p. 2475–2482, 2004. DOI: https://doi.org/10.1104/pp.104.048231.

SOUZA, R. F. **Frações da matéria orgânica e perdas de solo, água e nutrientes no cultivo de hortaliças sob sistemas de manejo.** 2013. 76 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília.

SOUZA, R. B.; ALCÂNTARA, F. A. **Adubação no sistema orgânico de produção de hortaliças.** Brasília, DF: Embrapa Hortaliças, 2008. 8 p. (Embrapa Hortaliças. Circular Técnica, 65).

SOUZA, R. F.; FIGUEIREDO, C. C.; MADEIRA, N. R.; ALCÂNTARA, F. A. Effect of management systems and cover crops on organic matter dynamics of soil under vegetables. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 923-933, 2014. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000300024.

VERRUMA-BERNARDI, M. R.; PIMENTA, D. M.; LEVRERO, G. R. R.; FORTI, V. A.; MEDEIROS, S. D. S.; CECCATO-ANTONINI, S. R.; COVRE, E. A.; FERREIRA, M. D.; MORET, R.; BENARDI, A. C. C.; SALA, F. C. Yield and quality of curly kale grown using organic fertilizers. **Horticultura Brasileira**, v. 39, p. 112-121, 2021. DOI: https://doi.org/10.1590/s0102-0536-20210116.

VIEIRA, D. M. S.; CAMARGO, R.; TORRES, J. L. R.; SILVA, A. A.; LANA, R. M. Q.; CARVALHO, F. J. Growing vegetables in succession in different soils and doses of phosphorus in an organomineral fertilizer. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental,** v. 24, p. 806-813, 2020. DOI: https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v24n12p806-813

WANG, X.; ZHAO, F.; ZHANG, G.; ZHANG, Y.; YANG, L. Vermicompost improves tomato yield and quality and the biochemical properties of soils with different tomato planting history in a greenhouse study. **Frontiers in Plant Science,** v. 8, 1978, 2017. DOI: https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01978.

WSZELACZYNSKA, E.; SZCZEPANEK, M.; POBERE, Z. N. Y.; KAZULA, M. J. Effect of biostimulant application and long-term storage on the nutritional value of carrot. **Horticiculta Brasileira**, v. 37, p. 451-457, 2019. DOI: https://doi.org/10.1590/S0102-053620190414.

ZANDONADI, D. B.; CANELLAS, L. P.; FAÇANHA, A. R. Indolacetic and humic acids induce lateral root development through a concerted plasmalemma and tonoplast H+ -pumps activation. **Planta,** v. 225, p. 1583-1595, 2007. DOI: https://doi.org/10.1007/s00425-006-0454-2.

ZANDONADI, D. B.; SANTOS, M. P.; BUSATO, J. G.; PERES, L. E. P.; FAÇANHA, A. R. Plant physiology as affected by humified organic matter. **Theoretical and Experimental Plant Physiology,** v. 25, p. 13-25, 2013. DOI: https://doi.org/10.1590/S2197-00252013000100003.

ZANDONADI, D. B.; SANTOS, M. P.; MEDICI, L. O.; SILVA, J. Ação da matéria orgânica e suas frações sobre a fisiologia de hortaliças. **Horticultura Brasileira,** v. 32, p. 14-20, 2014. https://doi.org/10.1590/S0102-05362014000100003.

ZANDONADI, D. B.; SANTOS, M. P.; CAIXETA, L. S.; MARINHO, E. B.; PERES, L. E. P.; FAÇANHA, A. R. Plant proton pumps as markers of biostimulant action. **Scientia Agricola.** v. 73, p. 24-28, 2016. DOI: https://doi.org/10.1590/0103-9016-2015-0076.

ZANDONADI, D. B.; SOUZA, R. B.; RESENDE, F. V.; SILVA, J.; RIBEIRO, R. L. V.; FONTENELLE, M. R.; LIMA, C. E. P. Produção orgânica de alface romana com biofertilizantes em cultivo protegido. **Embrapa Hortaliças-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)**, 2017.

ZIECH, A. R. D.; CONCEIÇÃO, P. C.; LUCHESE, A. V.; PAULUS, D.; ZIECH, M. F. Cultivo de alface em diferentes manejos de cobertura do solo e fontes de adubação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, p. 948–954, 2014. https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v18n09p948-954.

Capítulo 27

Indução de supressividade do solo a doenças de plantas por meio da incorporação de matéria orgânica

Wagner Bettiol
Sami Jorge Michereff
Daniel Winter Heck

Introdução

O fenômeno que alguns solos apresentam de prevenirem, naturalmente, o estabelecimento de patógenos ou inibirem as suas atividades patogênicas é denominado de supressividade, e solos com estas características são denominados de solos supressivos. Por outro lado, solos que não apresentam esta característica são chamados de solos conducentes (Bettiol; Ghini, 2005).

O termo solo supressivo foi utilizado pela primeira vez por Menzies (1959). Nesse artigo, em tradução livre, ele escreveu: "Quando solo pesadamente infestado com o patógeno foi misturado em igual proporção com solo supressivo, a sarna da batatinha foi controlada". Contudo, Atkinson (1892) foi o primeiro a relatar a capacidade dos solos em controlar doenças das plantas, assim, solos supressivos, reconhecendo que a murcha de Fusarium do algodoeiro foi mais severa em solos arenosos do que nos argilosos (Atkinson, 1892; Huber; Schneider, 1982).

Com as publicações de Baker e Cook (1974), Papavizas e Lumsden (1980), Schroth e Hancock (1981), Schneider (1982), Hornby (1983) e Hornby (1990) o termo solo supressivo passou a ser utilizado rotineiramente. Entretanto, solo resistente, imune, intolerante, competitivo, antagonista, de vida longa, baixo patógeno, fungistático e com poder tampão foram algumas das terminologias anteriormente utilizadas (Baker; Cook, 1974; Huber; Schneider, 1982).

Solos supressivos são comuns em ambientes ecologicamente balanceados de ecossistemas em clímax, nos quais os constituintes físicos, químicos e biológicos tiveram anos para estabilizar (Schneider, 1982). Por outro lado, a supressividade é uma característica dos solos que também pode ser induzida. A incorporação dos mais diferentes substratos, especialmente a matéria orgânica,

é, provavelmente, a mais discutida e amplamente utilizada na indução de supressividade dos solos.

Solos ricos em matéria orgânica geralmente apresentam maior supressividade. Esse fato deve-se, principalmente, à capacidade de suportar maior atividade microbiana; à melhora da estrutura do solo e com isso propiciar maior aeração e retenção de umidade; às substâncias de sua decomposição que muitas vezes são tóxicas aos fitopatógenos; à liberação de hormônios e aminoácidos e outras substâncias que podem induzir a resistência do hospedeiro aos patógenos; bem como ao fornecimento de macro e micronutrientes. Inclusive, o uso para fornecimento de nutrientes é um dos principais objetivos da aplicação de matéria orgânica no solo, contudo, nem sempre o fornecimento é equilibrado de acordo com as necessidades das plantas.

Os resíduos orgânicos, originários das atividades agrícolas ou industriais, bem como aqueles gerados no âmbito doméstico, são as principais fontes de matéria orgânica incorporadas aos solos para fins de fertilização e melhoria das suas propriedades físicas. Com a incorporação dos resíduos orgânicos no solo (desde que apresentem qualidade adequada de uso agrícola) ocorre, geralmente, estímulo das atividades biológicas. Numerosos relatos indicam que os resíduos orgânicos reduzem a incidência de patógenos habitantes do solo. Esta estratégia vem recebendo atenção especial, pois é uma alternativa viável para reduzir o uso de fungicidas na agricultura. A adição ao solo de esterco, compostado ou não, suprime a incidência e a severidade de *Pythium aphanidermatum, Pythium ultimum, Rhizoctonia solani, Sclerotinia sclerotiorum, Sclerotinia homeocarpa, Sclerotium rolfsi* e outros fitopatógenos (Gorodechi; Hadar, 1990; Mandelbaum; Hadar, 1990; Nelson; Craft, 1992; Asirifi et al., 1994; Voland; Epstein, 1994; Bettiol et al., 1997; Meghvansi; Varma, 2015). Redução da severidade de diversas doenças provocadas por *Fusarium* (Mitchell; Alexander, 1961; Buxton et al., 1965; Eck, 1978) foi observada com a incorporação de quitina no solo, sendo que Ehteshamul-Haque et al. (1997) demostraram que o uso de resíduos de crustáceos, ricos em quitina, reduziram significativamente *Meloidogyne javanica,* em grão de bico. Em um dos estudos pioneiros com a aplicação de lodo de esgoto compostado, Lumsden et al. (1983) verificaram redução significativa de *Aphanomyces* em ervilha; *Rhizoctonia* em feijão, algodão e rabanete; *Sclerotinia* em alface; *Fusarium* em pepino e *Phytophthora* em pimenta. No Brasil, Bettiol e Krügner (1984) foram os primeiros a demonstrarem o potencial de lodo de esgoto em induzir a supressividade a doenças de plantas estudando os seus efeitos em *Pythium arrhenomanes* em sorgo (Figura 1). Chen et al. (1988a, 1988b) e Boehm; Hoitink (1992) obtiveram substratos supressivos a *Pythium ultimum* com a manipulação de uma mistura

de casca de árvores e de lixo doméstico compostados. St. Martin (2015) discute o uso de composto orgânico, bem como do chá de composto (compost tea) no controle de diversos patógenos habitantes do solo.

Foto: Wagner Bettiol

Figura 1. Influência do lodo de esgoto (% v/v) na severidade da podridão de raiz de sorgo causada por *Pythium arrhenomanes.* A = Solo infestado com *Pythium.* B = Solo não infestado com *Pythium.*

É importante considerar que, dependendo da fonte de matéria orgânica, do patossistema, do tipo de solo e outras condições ambientais, as matérias orgânicas podem induzir a supressividade, não ter ação sobre o patógeno ou a doença ou ainda aumentar a incidência de doenças (Bonanomi et al., 2007). Em relação à indução da supressividade, há necessidade de se considerar as características da própria matéria orgânica (Huber; Watson, 1970; Hoitink; Fahy, 1986; Chen et al., 1988a, 1988b; Ramirez-Villapudua; Munnecke, 1988; Villar et al., 1990; Hoitink; Boehm, 1991; Hoitink; Boehm, 1999; Boehm; Hoitink, 1992). Na Tabela 1 são apresentados diversos exemplos com os três tipos de efeitos do uso de matéria orgânica sobre doenças de plantas.

Tabela 1. Exemplos de manejo ou estratégias para indução de supressividade do solo a patógenos habitantes do solo.

Matéria orgânica	Cultura	Patógeno/doença	Mecanismo/ bioagente	Volume aplicado e estratégia de aplicação	Referência
		Indução de supressividade			
Cama de frango	Cravo	Murcha de Fusarium/ *Fusarium oxysporum* f. sp. *dianthi*			Melero-Vara et al. (2011)
Resíduos orgânicos	Espinafre Alface	*F. oxysporum* f. sp. *spinaciae* *F. oxysporum* f. sp. *lactucae*			Mitsuboshi et al. (2018)
Lodo de esgoto	Melão Alface Pimentão Ervilha Feijão Feijão, algodão e rabanete	*F. oxysporum* f. sp. *melonis* *Sclerotinia minor* *Phytophthora capsici* *Aphanomyces solani* *Pythium myriotylum* *Rhizoctonia solani*			Lumsden et al. (1983)
Lodo de esgoto	Soja	*Meloydogine javanica* e *Heterodera glycines*			Araújo e Bettiol (2005)
Lodo de esgoto	Citros	*Phytophthora nicotianae*			Leoni e Ghini (2006)
Lodo de esgoto	Tomate Feijão Rabanete Pepino	*F. oxysporum* f. sp. *lycopersici*, *Sclerotinia sclerotiorum*, *Ralstonia solanacearum* *Sclerotium rolfsii* *R. solani* *Pythium* spp.			Ghini et al. (2007)
Lodo de esgoto compostado	Crisântemo	*F. oxysporum* f. sp. *chrysanthemi*	Atividade microbiana	Incorporação entre 10% e 30% (v/v) em substrato à base de casca de pinus	Pinto et al. (2013)
Lodo de esgoto	Feijão	*S. rolfsii*	Atividade microbiana		Santos e Bettiol (2003)
Lodo de esgoto/ Biochar	Banana	Murcha de Fusarium /*F. oxysporum* f. sp. *cubense*			Heck et al. (2019)
Casca de camarão	Crisântemo	*F. oxysporum* f. sp. *chrysanthemi*	Atividade microbiana	Incorporação de 4% (v/v no substrato à base de casca de pinus	Pinto et al. (2010)
Composto	Banana	*Fusarium oxysporum* f. sp. *cubense*	*Bacillus amyloliquefaciens*		Fu et al. (2016); Fu et al. (2017)

Continua

Tabela 1. Continuação

Matéria orgânica	Cultura	Patógeno/doença	Mecanismo/ bioagente	Volume aplicado e estratégia de aplicação	Referência
Composto	Agrião	*Pythium ultimum, Rhizoctonia solani, Sclerotinia minor*	Atividade microbiana		Pane et al. (2011)
Composto	Berinjela Couve-flor Tomate Lupin Espatifílio Pinus e linho	*Verticillium dahliae* *Rhizoctonia solani* *Phytophthora nicotianae* *Phytophthora cinnamomi* *Cylindrocladium spathiphylli* *Rhizoctonia solani* *Fusarium oxysporum*			Termorshuizen et al. (2006)
Composto	Poinsettia	*Pythium ultimum*	Atividade microbiana		Boehm e Hoitink (1992)
Composto (cortiça e resíduo de uva)	Tomate	*Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici*			Borrero et al. (2006)
Resíduo de oliva compostado	Tomate	*Pythium ultimum* *F. oxysporum* f. sp. *lycopersici*			Alfano et al. (2011)
Composto	Abóbora	*P. capsici*	Composição da microbiota		Bellini et al. (2020)
Chorume de porco		*Verticillium dahliae*			Conn et al. (2005)
Emulsão de peixe	Berinjela Batata	*Verticillium dahliae* e *Verticilllium albo-atrum* Sarna/*Streptomyces* spp.			Abbasi et al. (2006)
Hidrolisado de peixe	Espatifílio	*C. spathiphylli*	Metabólitos voláteis, inibição do crescimento micelial e atividade microbiana	A indução ocorreu em concentrações superiores a 20 do volume de água necessário para atingir a capacidade de retenção do substrato	Visconti et al. (2010)
Biochar	Aspargo	*F. oxysporum* f. sp. *asparagi/Fusarium proliferatum*			Elmer e Pignatello (2011)
Biochar	Tomate	*Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici*			Silva et al. (2020)
Biochar	*Quercus rubra* *Acer rubrum*	*P. capsici/P. cinnamomi*			Zwart e Kim (2012)

Continua

Tabela 1. Continuação

Matéria orgânica	Cultura	Patógeno/doença	Mecanismo/ bioagente	Volume aplicado e estratégia de aplicação	Referência
Fertilizantes orgânicos	Melância	Murcha de Fusarium/*F. oxysporum* f. sp. *niveum*	*Paenibacilluspolymyxa* SQR-21		Ling et al. (2010); Ling et al. (2014)
Quitina (resíduo de camarão)		*Verticillium dahliae*	Comunidade de *Actinobacteria* e *Oxalobacteraceae*		Cretoiu et al. (2013)
Sistemas orgânicos	Beterraba açucareira Rabanete e colza	*Rhizoctonia solani* e *Streptomyces scabies* *Verticillium longisporum*	Diversidade de fungos e bactérias		Postma et al. (2008)
Farelo de trigo e melaço	Alface Mostarda	*Meloidogyne hapla* *Plasmodiophora brassicae*	Desinfestação anaeróbica do solo	Aplicação de 20,2 t ha^{-1} e 10,1 t ha^{-1} de farelo de trigo e melaço, respectivamente, com cobertura de plástico preto	Testen e Miller (2019)
Farelo de arroz e melaço	Morango	*Verticillium dahliae*	Desinfestação anaeróbica do solo	Aplicação de farelo de arroz e melaço (20 t ha^{-1}) ou metade da concentração de cada um, com cobertura de plástico preto.	Muramoto et al. (2014)
		Indução de conducência			
Lodo de esgoto	Milho	Podridão do colmo/ *Fusarium* spp.	EC, Mg e população de *Fusarium*	2, 4 e 8 vezes a dose recomendada. Aplicação por quatro anos consecutivos	Ghini et al. (2016)

Solos supressivos aos principais patógenos habitantes do solo, como *Aphanomyces, Fusarium, Gaeumannomyces, Heterodera, Macrophomina, Meloidogyne, Pythium, Phytophthora, Plasmodiophora, Ralstonia, Rhizoctonia, Sclerotium, Sclerotinia, Streptomyces, Thielaviopsis* e *Verticillium* são relatados (Mitchell; Alexander, 1961; Buxton et al., 1965; Eck, 1978; Lumsden et al., 1983; Gorodechi; Hadar, 1990; Mandelbaum; Hadar, 1990; Nelson; Craft, 1992; Asirifi et al., 1994; Voland; Epstein, 1994; Bettiol et al., 1997; Ehteshamul-Haque et al., 1997; Murakami et al., 2000; Haas; Défago, 2005; Bettiol et al., 2009; Freitas et al., 2009; Santos et al., 2009).

No presente capítulo serão abordados a classificação da supressividade dos solos; os mecanismos de supressividade dos solos; as dificuldades no uso da matéria orgânica como estratégia de manejo de patógenos habitantes do solo; e o controle de patógenos habitantes do solo por meio da desinfestação anaeróbica dos solos. O uso de fontes de matéria orgânica para a indução de supressividade será discutida em cada um dos tópicos.

Classificação da supressividade dos solos

A supressividade dos solos vem recebendo diferentes classificações ao longo dos anos. Assim, pode ser classificada quanto à origem em natural e induzida; quanto à forma de supressão ao patógeno e à doença; quanto ao tempo de duração a curto e a longo prazos; quanto à especificidade em geral e específica; e quanto à natureza em biótica e abiótica.

De acordo com Baker e Cook (1974), a inospitalidade natural de alguns solos aos fungos, bactérias e nematoides habitantes do solo pode ser descrita de três formas: 1) o patógeno não se estabelece; 2) o patógeno se estabelece, mas falha em causar a doença; 3) o patógeno se estabelece, causa doença, mas a severidade é reduzida com a monocultura. Na primeira estão os solos em que, normalmente, os patógenos não se estabelecem ou se estabelecem de forma fraca. A baixa ocorrência de doenças se deve aos fatores físicos, tais como teores de argila e de areia, tamanho de agregados, assim como aos fatores químicos, tais como pH, concentração de nutrientes e condutividade elétrica (Orellana et al., 1975; Schneider, 1982; Reis, 1991b; Höper; Alabouvette, 1996), em adição aos fatores biológicos. Na segunda, o desenvolvimento da doença é limitado ou não ocorre mesmo na presença do hospedeiro suscetível e do patógeno virulento, sendo a supressividade associada, principalmente, aos fatores biológicos, isto é, aos organismos existentes no solo, podendo ou não estar associado aos fatores químicos e físicos. A terceira forma é a menos frequente, na qual os solos apresentam, inicialmente, alta ocorrência da doença, por um determinado período, e, posteriormente, ocorre um lento declínio da doença. Esta terceira forma está associada principalmente à monocultura, que é a de menor ocorrência, tanto que uma recomendação básica para o controle dos principais patógenos habitantes do solo é justamente a rotação de cultura (Reis, 1991a). Esta classificação não impede, obrigatoriamente, que os mesmos princípios biológicos regulem as três formas sugeridas por Baker e Cook (1974). A induzida pode ser obtida pela aplicação de agentes de controle biológico ou por alterações no manejo da cultura, sendo que esses aspectos serão discutidos adiante. Não será discutido neste capítulo o uso de agentes de controle biológico, podendo ser encontrada ampla discussão em Bettiol e Morandi (2009) e Meyer et al. (2019).

Os solos supressivos também podem ser classificados como aqueles que suprimem os fitopatógenos - o solo apresenta a capacidade para reduzir a densidade de inóculo e suas atividades saprofíticas - e aqueles que suprimem a doença - o solo apresenta capacidade de reduzir a severidade da doença, mesmo com alta densidade de inóculo e a capacidade de sobrevivência do patógeno. Nesta classificação não se considera os fatores envolvidos, mas sim a forma de supressão.

Outra classificação importante é quanto à duração de tempo da supressividade, sendo que Hornby (1983) dividiu os solos supressivos em de longo e de curto prazo. Nos solos com supressividade de longo prazo, esta característica pode ser devida às propriedades físicas e químicas estáveis do solo, sendo observada por muitos anos, e muitas vezes desde o início da exploração do solo. Por outro lado, a supressividade de curto prazo pode ser resultado de alterações em práticas agrícolas, como fertilização, correção de acidez, cultivo mínimo, rotação de culturas e introdução de antagonistas, podendo desaparecer rapidamente com novas alterações. Nesta categoria de solos, a incorporação de matéria orgânica é uma das principais formas de se induzir a supressividade (Bettiol; Ghini, 2005). A incorporação de matéria orgânica altera as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Lazarovits et al., 2009). Estas alterações serão discutidas ao longo do capítulo, exceto as alterações do microbioma do solo que é tema de um capítulo do presente livro.

A supressividade dos solos também pode ser dividida quanto à sua especificidade em supressividade geral e supressividade específica (Baker; Cook, 1974; Kariuki et al., 2015). A supressividade geral é o termo usado quando o solo apresenta uma capacidade de inibir as atividades ou o crescimento de patógenos habitantes do solo. De uma forma geral, está baseada na interação multitrófica associada com a biomassa total de microrganismos do solo, que pode ser estimulada por adição de matéria orgânica ou práticas que aumentem a atividade microbiana do solo. Por outro lado, quando a supressão do solo está relacionada com a inibição de um patógeno, especificamente por um organismo ou um grupo de organismos antagônicos, é denominada de supressividade específica.

A supressividade dos solos também pode ser dividida quanto à sua natureza em biótica e abiótica. Os fatores bióticos que controlam doenças radiculares são os mais estudados e conhecidos (Bettiol; Ghini, 2005). A parte viva do solo é constituída por uma grande diversidade de organismos, como fungos, bactérias, oomicetos, nematoides, protozoários, anélidas, microartrópodos e outros. Contudo, fungos e bactérias, por serem os mais numerosos e por serem utilizados como agentes de biocontrole de patógenos habitantes do solo, são os

mais estudados. Entretanto, não são os únicos envolvidos na supressividade do solo. Assim, quanto maior a diversidade biológica do solo, maior a capacidade de suprimir os patógenos, sendo que diversas matérias orgânicas colaboram com o aumento da biodiversidade dos solos. Cada organismo apresenta um determinado potencial de reduzir as populações de patógenos habitantes do solo. Desta forma, práticas agrícolas que estimulem a sobrevivência e a multiplicação desses organismos para torná-lo supressivo devem ser buscadas. Os fatores abióticos, além da ação direta na indução da supressividade dos solos interferindo no ciclo de vida do patógeno, também interferem na supressividade de forma indireta, por meio do favorecimento da atividade microbiana. Teor de matéria orgânica, pH, condutividade elétrica, macro e micronutrientes, estrutura e textura, tipo de argila e retenção de água são as principais características físicas e químicas do solo envolvidas na supressividade. A supressividade natural dos solos, quando se deve a fatores biológicos pode ser quebrada pelo uso de pesticidas e outras práticas agrícolas, como correção do pH, fertilização intensa, e outros. Diversos aspectos da natureza biótica e abiótica da supressividade serão discutidos no próximo item deste capítulo.

Mecanismos de supressividade do solo

Conforme discutido, a saúde dos solos é uma característica ecológica, que envolve a qualidade dos solos, caracterizado por suas propriedades físicas e químicas - natureza abiótica - e biológicas, caracterizado pelas comunidades de macro e microrganismos - natureza biótica (Van Bruggen; Semenov, 2000). Práticas de manejo com o objetivo de manipular qualquer uma destas características para melhorar o desenvolvimento das culturas, controlar pragas, doenças e plantas daninhas podem indiretamente induzir ou reprimir a supressividade dos solos às doenças de plantas. Os mecanismos que governam a supressividade dos solos são, muitas vezes, hipotéticos ou desconhecidos (Mazzola, 2007). Entretanto, os recentes avanços no sequenciamento de próxima geração e nas tecnologias “ômicas”, permitiu o desenvolvimento de novas ferramentas para caracterizar a natureza da supressividade e melhorar a compreensão das interações microbianas, que se mostram cada vez mais intimamente relacionadas com a supressividade dos solos (Expósito et al., 2017). O solo é o habitat de sobrevivência de muitos organismos, que incluem os patógenos causadores de murchas ou podridões radiculares, como para os patógenos foliares necrotróficos e hemibiotróficos que passam parte do seu ciclo de vida nos restos culturais. Logo, o contexto ecológico, ou seja, a interação entre os organismos entre si e o ambiente ao seu entorno, ao longo do tempo, exerce grande influência nos mecanismos envolvidos na supressividade dos solos às doenças de plantas.

Mecanismos relacionados às interações microbianas

Os estudos visando entender as interações moleculares que ocorrem entre planta e patógeno, e os mecanismos responsáveis pela supressão das populações do patógeno, estão entre as áreas da pesquisa que mais atraem o interesse de pesquisadores (Cook, 2014). Por ser considerado como a base para a supressividade, o controle biológico por meio dos microrganismos residentes do solo é um dos principais responsáveis pela supressividade observada nos solos. A antibiose, o parasitismo, a competição, a predação (Cook; Baker, 1983) e a indução de resistência (Van Loon et al, 1998) são os principais mecanismos desenvolvidos por fungos, micorrizas, bactérias, colêmbolas, protozoários, nematoides, microartrópodos e minhocas para induzir a supressividade.

Os patógenos habitantes do solo passam a maior parte de sua existência como estruturas dormentes aguardando até que alguma semente germine, ou alguma raiz se desenvolva, e estimule a saída da fungistase por metabólitos exsudados na espermosfera ou na rizosfera. Ao contrário do que se supõe, os fungos patogênicos e habitantes do solo não germinam e não se desenvolvem pelo solo até encontrar uma raiz suscetível, e se ocorrer, será na escala de poucos milímetros ou em tecidos de hospedeiros. Em raras exceções, como é o caso de rizomorfos produzidos por espécies do fungo *Armillaria bulbosa*, as redes de hifas podem alcançar algumas centenas de metros quadrados (Smith et al., 1992), ou *Rhizoctonia* spp. que podem colonizar alguns centímetros entre os espaços porosos do solo (Otten et al., 2001). A afirmação, porém, não é verdadeira para oomicetos, nematoides e bactérias que possuem mecanismos próprios de movimentação. A dormência é uma característica adaptativa, conhecida como fungistase (no caso de fungos) ou microbiostase (microrganismos em geral) e é universal a todos os solos. A dormência é geralmente induzida pela escassez de nutrientes nos solos e ocorre em estruturas especializadas, como os escleródios e clamidósporos no caso de fungos, oósporos no caso de oomicetos, cistos no caso de nematoides e biofilme no caso de bactérias, ou sobre tecido morto colonizado pelo patógeno. Esta é uma importante forma de sobrevivência para os microrganismos e é uma característica adaptativa, pois protege os propágulos da perda de energia e até mesmo a morte, no caso de germinação na ausência do hospedeiro. Embora pareça contraditório, a dormência pode ser benéfica para a supressividade dos solos quando os patógenos não são capazes de reconhecer e infectar a planta por estarem sob efeito deste mecanismo. A grande diversidade de microrganismos presentes em alguns compostos orgânicos pode induzir a microbiostase em patógenos como *Phytophthora* spp. e *Pythium* spp. (Cook; Baker, 1983; Chen et al., 1988a). A grande biomassa e atividade microbiana nos substratos impedem os propágulos dos patógenos de germinar e infectar

o hospedeiro, os quais permanecem dormentes e tipicamente viáveis no solo (Chen et al., 1988a). O fenômeno pôde ser explicado pela metabolização dos exsudatos das plantas (ácidos graxos de cadeia longa) necessários para a germinação e infecção de *P. ultimum*, por um consórcio de microrganismos presentes em um composto supressivo (McKellar; Nelson, 2003). Nestes casos, não há evidências de produção de compostos inibitórios ou parasitismo direto sobre os propágulos de *P. ultimum* (Van Dijk; Nelson, 2000).

Grande parte dos fitopatógenos são saprófitas fracos e a competição por nutrientes e espaço no solo é feroz. Espécies de *Trichoderma* e *Fusarium oxysporum* não patogênicos foram relatadas suprimindo murchas de Fusarium devido a competição por carbono, nitrogênio e ferro (Sivan; Chet, 1989; Mandeel; Baker, 1991). Além disso, espécies não patogênicas de *F. oxysporum*, geralmente mais adaptadas ao ambiente, competem pela colonização da rizosfera com as espécies patogênicas de *Fusarium oxysporum* em diversos patossistemas (Eparvier; Alabouvette, 1994). Ademais, as espécies binucleadas ou hipovirulentas de *R. solani* suprimem espécies patogênicas de *Rhizoctonia solani* (Herr, 1995), e várias espécies de fungos, como *Phialophorara dicicola* e *Idriella bolleyi* competem com *Gaeumannomyces graminis* var. *tritici* em trigo (Deacon, 1974; Douglas; Deacon, 1994).

Fungos micorrízicos, ectomicorrizas e micorrizas arbusculares, também são fortes competidores por espaço e sítios de infecção nas raízes (Whipps, 1997). Embora poucos estudos tenham sido realizados, é provável que o principal mecanismo que inclui micorrizas arbusculares envolva a indução de resistência e alteração da arquitetura das raízes das plantas ao invés da competição (Norman et al., 1996). As bactérias também são fortes competidores pelos nutrientes do solo, mais especificamente, o ferro. Bactérias produtoras de compostos quelantes de ferro ou sideróforos, como as espécies de *Pseudomonas*, sequestram o ferro do solo quando ele está presente em baixas concentrações, tornando-se indisponível para os fungos patogênicos, e consequentemente, limitando seu crescimento (Kloepper et al., 1980). Entretanto, o entendimento da competição por ferro é complexo, pois alguns sideróforos, como a pioverdina, podem também atuar como elicitores para a indução de resistência em alguns patossistemas. Geralmente, o incremento da quantidade de ferro no solo, que se deve a incorporação de compostos orgânicos ricos em ferro, pode tornar um solo supressivo em conducente, e elimina a competição (Duffy; Défago, 1999); enquanto que, a transferência ou inoculação de *Pseudomonas* produtoras de sideróforos pode tornar um solo conducente em supressivo, como demonstrado para *Fusarium oxysporum* e *Gaeumannomyces graminis* var. *tritici* (Kloepper et al., 1980; Couteaudier; Alabouvette, 1990).

O parasitismo é o mecanismo no qual um organismo coloniza as estruturas e propágulos de outro, resultando na lise de hifas ou morte dos propágulos de sobrevivência do organismo parasitado, que, nem sempre é o patógeno. O processo pode consistir em perceber o hospedeiro, seguido pelo crescimento ou multiplicação direcionada, contato, reconhecimento, adesão, penetração, colonização e saída. Nem todas as etapas ocorrem em todas as interações, mas o que importa é a transferência de nutrientes do hospedeiro para o parasita (Whipps, 2001). O mecanismo mais estudado nesse processo envolve a produção de enzimas extracelulares que degradam a parede celular de microrganismos, como quitinases, β1-3 glucanases, celulases e proteases (Whipps, 1997). O papel do parasitismo na supressividade dos solos foi observado em vários patógenos habitantes do solo, como o parasitismo de *Sclerotinia sclerotiorum* por *Coniothyrium minitans* (Gerlagh et al., 1999; Whipps et al., 2008), *Sclerotium rolfsii* por *Penicillium* spp. (Hadar; Gorodecki, 1991), *Rhizoctonia solani* e *Pythium ultimum* por *Trichoderma hamatum* (Chet et al., 1981) e *Verticilllium biguttatum* (van den Boogert et al., 1989), *Fusarium oxysporum* f. sp. *raphani* por bactérias do solo, como *Pseudomonas stutzery* e *Pimelobacter* spp. (Toyota; Kimura, 1993) e oomicetos como *Pythium ultimum* e *Pythium aphanidermatum* parasitados por *Pythium oligandrum* (Benhamou et al., 1999), entre inúmeras outras interações.

Bactérias produtoras de enzimas que degradam a parede celular, como *Stenotrophomonas maltophila* e *Pseudomonas fluorescens* que produzem proteases (Huang et al., 2009), *Bacillus cereus* e *Collimonas* spp. que produzem quitinases (De Boer et al., 2001; Drewnowska et al., 2020), também possuem um papel importante na supressividade dos solos contra fungos, oomicetos e nematoides. A aplicação de *Bacillus cereus* diretamente ao solo, protegeu mudas de algodão da podridão de raízes causada por *Rhizoctonia solani*. Como exemplo da aplicação prática deste mecanismo, ao incorporar resíduos orgânicos ricos em quitina pode estimular microrganismos que produzem quitinases para combater microrganismos que contém quitina em sua estrutura, como é o caso dos fungos e ovos de nematoides (Gortari; Hours, 2008).

A antibiose é, possivelmente, o principal mecanismo estudado na supressividade dos solos. É descrita como sendo a inibição do crescimento e/ou atividade de um organismo pelo outro por meio da produção de metabólitos específicos ou não (Thomashow; Pierson, 1991). Diversas moléculas foram descritas na supressão de patógenos habitantes do solo (Daguerre et al., 2014). Dentre as principais, encontram-se as pironas, policetídeos, peptaibois (peptideos não-ribossomais - NRP), gliotoxinas, gliovirinas, floculosinas, oxidases e proteínas de autoproteção contra toxinas, entre outros metabólitos

produzidos por fungos (Daguerre et al., 2014). Vários destes metabólitos possuem as rotas de síntese bem elucidadas, conhecendo-se inclusive os genes envolvidos na síntese.

Algumas espécies fúngicas como *Trichoderma* e *Coniothyrum minitans* produzem múltiplas proteínas com atividades antifúngicas. Policetídeos sintases (codificado pelo gene *pks4*), NRP sintases (*tex1*, *tex2*, *tex3*), gliotoxinas e gliovirinas (*gliI*, *gliC*, *gliK*) que atuam contra patógenos como *Alternaria alternata*, *Rhizoctonia solani*, *Sclerotinia sclerotiorum* e *Pythium ultimum* são produzidos por *Trichoderma virens* (Wei et al., 2005; Mukherjee et al., 2011; Atanasova et al., 2013). *Coniothyrum minitans*, importante agente de controle biológico contra *Sclerotinia sclerotiorum* produz várias destas toxinas e, além disso, possui um enorme arsenal de proteção contra suas próprias toxinas, como proteínas de resistência ao antibiótico leptomicina B, transportadores ABC, detoxificação (oxalato descarboxilase, *Cmoxdc1*) e mecanismos de reparação do DNA (DNA helicase, *PIF1*) (Muthumeenakshi et al., 2007; Rogers et al., 2008; Zeng et al., 2014).

As comunidades bacterianas, por sua vez, também apresentam um papel importante na antibiose. As bactérias produzem diferentes classes de compostos solúveis, como as bacteriocinas, NRPs e policetídeos, além de compostos voláteis, como os terpenos, compostos nitrogenados e indóis (Tyc et al., 2017). As actinobactérias e os gêneros *Pseudomonas*, *Bacillus* e *Burkholderia* são os principais grupos bacterianos estudados e produzem uma grande variedade de compostos (Raaijmakers; Mazzola, 2012; Esmaeel et al, 2018). A surfactina e iturina A são compostos antifúngicos que pertencem à classe dos NRP e são os metabólitos mais estudados produzidos pelo gênero *Bacillus* (Maget-Dana; Ptak, 1992; Jiang et al., 2016). O 2,4-diacetilfloroglucinol (DAPG) é um policetídeo produzido por espécies do gênero *Pseudomonas* associados com solos supressivos a *Gaeumannomyces graminis* var. *tritici* em trigo, *Fusarium oxysporum* f. sp. *lini* em linho e *R. solani* em beterraba açucareira (Raaijmakers; Weller, 1998; Bangera; Thomashow, 1999; Mazurier et al., 2009; Latz et al., 2012).

As actinobactérias, como as pertencentes ao gênero *Streptomyces*, são importantes produtoras de terpenos com propriedades antibacterianas, como é o caso da albaflavenona (Gürtler et al., 1994). Outros compostos voláteis com atividades antimicrobianas podem ser produzidos por espécies do gênero *Pseudomonas*, *Bacillus* e *Chondromyces* (Dickschat et al., 2005).

A indução de resistência é o processo de ativação da resistência dependente de barreiras químicas e físicas da planta hospedeira, ativado por agentes bióticos ou abióticos (Kloepper et al., 1992). Basicamente, o mecanismo

é um estado de capacidade aumentado de defesa desenvolvido pela planta quando apropriadamente estimulada (Choudhary et al., 2007). As duas principais formas de defesa são a resistência sistêmica adquirida e a resistência sistêmica induzida (dos termos em inglês SAR e ISR, respectivamente), que se diferenciam pela natureza do elicitor e as vias de regulação envolvidas. A SAR é desencadeada pela exposição da planta a patógenos virulentos, avirulentos e não-patogênicos, e envolve a acumulação de proteínas relacionadas à patogênese (RP) reguladas pelo ácido salicílico. A ISR é regulada pelo ácido jasmônico e etileno, e pode ou não envolver a acumulação de proteínas RP dependendo do agente elicitor. Quando elicitada por ferimentos ou patógenos necrotróficos, ocorre a acumulação de proteínas RP. Este tipo de ISR e a SAR resultam na pré-acumulação de proteínas RP com propriedades antifúngicas (quitinases, glucanases e taumatinas), enzimas oxidativas (peroxidases, polifenoloxidases e lipoxigenases) e compostos antimicrobianos de baixo peso molecular (fitoalexinas). No segundo tipo de ISR, o agente elicitor são rizobactérias não patogênicas que não induzem a acumulação de proteínas RP ou fitoalexinas. Porém, ocorre um aumento na intensidade das respostas de defesa da planta que são ativadas somente quando ocorre o ataque do patógeno e a doença é assim reduzida.

Para demonstrar a complexidade das vias de defesa, em algumas situações, que é dependente de condições ambientais, hospedeiro, patógeno e agente indutores, ocorre comunicação cruzada entre as vias de síntese que resultam na acumulação das proteínas RP (Pieterse et al., 2001). Como exemplo, espécies de fungos do gênero *Trichoderma* são capazes de induzir a resistência em plantas pela ativação da SAR (via do ácido salicílico) e ISR (via do ácido jasmônico) contra uma gama de organismos, que vai desde nematoides até fungos e bactérias (Salas-Marina et al., 2015; Monte et al., 2019). Um segundo exemplo é evidenciado por bactérias do gênero *Pseudomonas*. O isolado *Pseudomonas fluorescens* WCS374 é capaz de induzir respostas de defesa em rabanete (Leeman et al., 1995), mas não em *Arabidopsis* (Van Wees et al., 1997), enquanto que o isolado de *Pseudomonas fluorescens* WCS417 ativou a resistência sistêmica em *Arabidopsis*, rabanete e cravo (Duijff et al., 1993) e feijão e tomate (Meziane et al., 2005). Nestas mesmas culturas, outro isolado pertencente a espécie *Pseudomonas putida* WCS358 ativou a defesa apenas em *Arabidopsis*, feijão e tomate, mas não ativou a resistência sistêmica em cravo e rabanete (Duijff et al., 1993; Leeman et al., 1995; Van Wees et al., 1997; Meziane et al., 2005; Choudhary et al., 2007).

Mecanismos relacionados às propriedades químicas e físicas dos solos

As características químicas e físicas são comumente declaradas como não determinantes para a supressividade dos solos (Weller et al., 2002). Por outro lado, associações e correlações, entre algumas características químicas e físicas do solo, são frequentemente observadas com a redução da população do patógeno ou da severidade da doença (Bonanomi et al., 2010; Orr; Nelson, 2018; Heck et al., 2019). Para alguns patossistemas, por exemplo, a murcha de Fusarium da bananeira, algumas destas observações se devem às características naturais do solo (Bowen et al., 2019), em razão do manejo (Deltour et al., 2017) ou também podem ser induzidas pela incorporação de resíduos orgânicos ao solo, como lodo de esgoto e biocarvão (Heck et al., 2019). Heck et al. (2019) observaram correlações negativas entre murcha de Fusarium e P, K, Ca, Mg, Na, Zn, Mn e B, bem como com pH e CE que foram alteradas pela incorporação destas matérias orgânicas.

As características físico-químicas, como o teor de matéria orgânica, o pH, a fertilidade e a estrutura e textura do solo, podem atuar de forma direta ou indireta na supressividade, por meio da interferência direta na sobrevivência do patógeno ou da comunidade microbiana presente no solo.

O alto teor de matéria orgânica nos solos está relacionado com a maior supressividade, principalmente por permitir maior atividade e diversidade microbiana dos solos. Além disso, melhora as características físicas e químicas do solo, como aeração, retenção de umidade e fornecimento de nutrientes, hormônios, aminoácidos e substâncias de sua decomposição que podem controlar diretamente o patógeno ou ativar a resistência do hospedeiro (Bettiol et al., 2009). Solos com altos teores de C orgânico total apresentaram menor incidência de *Fusarium culmorum* em cevada (Rasmussen et al., 2002), tombamento de *Pythium* em tomate (Van Bruggen; Semenov, 2000), *Gaeumannomyces graminis* var. *tritici* em trigo (Pankhurst et al., 2002) e maior supressividade do solo à murcha de Fusarium (Höper et al., 1995).

A supressividade dos solos também pode estar associada ao pH dos solos. Em termos gerais, fungos são mais adaptados a solos com pH ácido, e bactérias a solos com pH alcalino. Logo, práticas de manejo que alteram o pH dos solos podem estar envolvidas com a indução de supressividade em alguns solos. Solos com pH próximo a 8,0 foram supressivos a *Streptomyces scabies*, *Plasmodiophora brassicae*, *Sclerotium* spp. e *Fusarium oxysporum* (Höper; Alabouvette, 1996). Solos com pH ácidos também foram supressivos a *Helicotylenchus dihystera* em cana-de-açúcar (Rimé et al., 2003) e *Streptomyces scabies* em batata (Lacey; Wilson, 2001). Embora haja casos em que a relação, pH e supressividade, tenha sido comprovada, na maioria dos trabalhos essas relações não são observadas

(Janvier et al., 2007; Bonanomi et al., 2010). Em algumas situações a redução do pH do solo devido à incorporação de matéria orgânica pode colaborar para o aumento da incidência de doenças, como observado por Bettiol (2004), que verificou que a incorporação de doses crescentes de lodo de esgoto ocasionou o aumento da incidência da podridão do colmo do milho causada por *Fusarium*.

Quantidades adequadas de macro e micronutrientes apresentam um papel essencial na supressividade, pois além de estarem envolvidos com os aspectos fisiológicos e morfológicos das plantas, também pode afetar a microbiota no solo e rizosfera (Bettiol et al., 2009). Em um trabalho clássico foi demonstrado que plantas de tomate expostas a baixos teores de N e P e altos níveis de K apresentaram maior predisposição à murcha de Fusarium (Foster; Walker, 1947). Altos níveis de Mg e K no solo estão associados a menores incidências de doenças fúngicas, como mal-do-pé do trigo e a murcha de Fusarium em bananeira (Duffy et al., 1997; Peng et al., 1999). Altos teores de Al, Fe, Na e Zn igualmente apresentam correlação negativa com o desenvolvimento de várias doenças (Janvier et al., 2007). O acréscimo de zinco aumentou a atividade de *Pseudomonas fluorescens* no controle de *Fusarium oxysporum* f. sp. *radicis-lycopersici* por meio do estímulo à biossíntese de antibióticos, como o 2,4-DAPG (Duffy; Défago, 1997).

Em algumas situações, a concentração do nutriente e a forma do elemento também são importantes. Por exemplo, a amônia é tóxica para os microrganismos do solo, entretanto, a concentração necessária para inibir a germinação dos esporos fúngicos geralmente só é observada em solos com pH alcalino, arenosos e com baixos teores de matéria orgânica (Tenuta; Lazarovits, 2002; Lazarovits, 2010). Em solos ácidos, a degradação do N por bactérias nitrificadoras resulta na formação de nitrito (NO_2^-) e precipita íons H^+ responsáveis pela acidificação do pH do solo. Quando o pH é reduzido abaixo de 5,0, o nitrito é convertido em ácido nitroso (HNO_2) e permanece na solução do solo, que por sua vez, é 300 a 500 vezes mais tóxico a *Verticillium dahliae*, *Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici*, *Sclerotinia sclerotiorum* e *Streptomyces scabies* que a amônia (NH_3) (Tenuta; Lazarovits, 2002).

Um aspecto importante a ser considerado em relação à incorporação de matéria orgânica no solo com os teores de nutrientes é que a concentração de nutrientes não é equilibrada. Assim, diversas fontes de matéria orgânica podem fornecer altos teores de determinados elementos, e com isso conduzir o solo a aumentar a supressividade (Heck et al., 2019) ou mesmo aumentar a conducência a fitopatógenos (Ghini et al., 2016).

As propriedades físicas do solo, como textura, tipo de argila apresentam forte associação com a supressividade em alguns casos. Incremento nos teores

de areia dos solos em condições experimentais reduziu a supressividade a *Fusarium oxysporum* f. sp. *lini* em linho (Höper et al., 1995) e a podridão de raiz causada por *Armillaria* spp. em *Pinus contorta* (Mallett; Maynard, 1998). Da mesma forma, solos com altos teores de argila foram mais supressivos a *Gaeumannomyces graminis* var. *tritici* em trigo após a adição de *Trichoderma koningii* (Duffy et al., 1997) e a *Fusarium oxysporum* f. sp. *cubense* em bananeira (Domínguez et al., 2001; Deltour et al., 2017). Para *Phytophthora lycopersici* em tomate, solos com altos teores de argila foram menos supressivos que solos com baixos teores de argila, possivelmente associado ao aumento na capacidade de retenção de água nos solos (Workneh et al., 1993).

Para a grande maioria dos casos apresentados, as propriedades físicas e químicas do solo não são determinantes para explicar a supressividade às doenças observadas. Entretanto, no contexto ecológico, estas propriedades podem contribuir significativamente para favorecer micro e macrorganismos benéficos, o desenvolvimento da planta, e alterar as características do ambiente para desfavorecer os patógenos. A manipulação em qualquer uma destas propriedades, com o objetivo de induzir a supressividade, leva a alterações nas demais, sendo difícil estabelecer exatamente a maior responsável pelos resultados observados (Bettiol et al., 2009).

Dificuldades no uso da matéria orgânica como estratégia de manejo de patógenos habitantes do solo

A aplicação de suplementos orgânicos tem sido proposta como uma estratégia para o manejo de doenças causadas por patógenos habitantes do solo. Entretanto, esses materiais desempenham papéis diferentes no controle de doenças de plantas: i) por melhorar as atividades de agentes de biocontrole recém introduzidos (Hoitink; Boehm, 1999); e, ii) por induzir a supressão natural de fitopatógenos pela ativação da microbiota do solo (Bonanomi et al., 2018). Materiais orgânicos muitas vezes são patógeno-específico na indução da supressividade e as respostas variam entre os tipos de patógeno (Bonanomi et al., 2020).

O controle confiável foi observado para *Thielaviopsis basicola* (Papavizas, 1968), *Phytophthora* (Aryantha et al., 2000), *Pythium* (Mckellar; Nelson, 2003), *Verticillium dahliae* (Noble; Coventry, 2005) e *Fusarium* spp. (Castaño et al., 2011). No entanto, o controle de *Rhizoctonia solani* com incorporação de materiais orgânicos é mais limitado (Copley et al., 2015; Neher et al., 2017; Bonanomi et al., 2020).

Os resultados inconsistentes dificultam o uso prático da suplementação orgânica para o manejo de patógenos habitantes do solo (Bonanomi et al.,

2007, 2010, 2020; Neher et al., 2017). Em uma extensa pesquisa sobre efeitos de compostos orgânicos, Termorshuizen et al. (2007) encontraram supressão a doenças em 54% de todos os casos, sem supressão significativa em 42,7% e aumento da doença em 3,3%. Por outro lado, ao revisar 1964 estudos experimentais, Bonanomi et al. (2007) constataram que em 45% dos casos a matéria orgânica apresentou efeito supressivo às doenças, enquanto que em 35% o efeito não foi significativo, e em 20% dos casos aumentou a incidência das doenças.

Uma abordagem bastante esclarecedora sobre a ambiguidade dos resultados da utilização de suplementos orgânicos no manejo de doenças causada por patógenos habitantes do solo foi realizada por Bonanomi et al. (2010). Na análise foram utilizados dados de 2.423 estudos derivados de 252 artigos publicados entre 1940 e 2006, que exploravam esta estratégia de controle. Nesta análise foram avaliadas: a capacidade de uma suplementação orgânica específica para controlar diferentes doenças; a influência da decomposição da matéria orgânica na supressividade de doenças; e a identificação da supressividade por meio das variáveis físicas, químicas e biológicas.

Os autores constataram que a matéria orgânica é consistentemente supressora para diferentes patógenos em estudos nos quais um número limitado de patógenos foi testado. Na maioria dos estudos, um material orgânico que induziu supressividade para um patógeno não foi eficaz ou foi conducente a outros patógenos, sugerindo que a supressividade induzida pela matéria orgânica é frequentemente específica ao patógeno. Quando três ou mais patógenos foram considerados, os resultados foram inconsistentes.

Como por exemplo, a aplicação de adubo verde com *Vicia sativa*, uma espécie fixadora de nitrogênio e que libera amônia durante a decomposição do resíduo, reduziu *Thielaviopsis basicola*, mas aumentou a incidência de *Pythium* spp. e *Rhizoctonia solani* (Rothrock; Kirkpatrick, 1995). Esta diferença poderia estar relacionada à maior sensibilidade de *Thielaviopsis basicola* à amônia (Candole; Rothrock, 1997). Em outro caso, Termorshuizen et al. (2007) relataram que um composto foi supressivo nos patossistemas *Cylindrocladium spathiphylli* – *Spathiphyllum*, *Rhizoctonia solani* – couve-flor, *Fusarium oxysporum* – linho e *Phytophthora nicotianae* – tomate, e conducente no patossistema, *Verticillium dahliae* – berinjela. No entanto, existem algumas exceções, pois Nelson e Boehm (2002) relataram que a aplicação de lodo de esgoto foi significativamente supressiva a cinco patógenos diferentes (*Laetisaria fuciformis*, *Pythium graminicola*, *Rhizoctonia solani*, *Sclerotinia homoeocarpa* e *Typhula encarnar*). Casos consistentes de indução de supressividade (Darby et al., 2006) ou de conducência (Tilston et al., 2002)

por suplementos orgânicos foram relativamente raros no conjunto de dados analisados por Bonanomi et al. (2010).

A introdução de suplementos orgânicos no solo ou em substratos de envasamento desencadeia um processo de decomposição que está relacionado a fatores como temperatura, umidade e qualidade da matéria orgânica (Schmidt et al., 2011; Berg; McClaugherty, 2014). O processo de decomposição modifica continuamente as características químicas das matérias orgânicas, bem como do microbioma associado, o que afeta a supressão da doença (Inderbitzin et al., 2017; Deng et al., 2020). A análise de Bonanomi et al. (2010) mostrou que a decomposição dos materiais orgânicos teve um efeito significativo na supressividade das doenças em 73% dos estudos analisados. Durante a decomposição, a supressão da doença aumentou, diminuiu, permaneceu inalterada ou mostrou respostas mais complexas, como as dinâmicas em forma de "u" (∪) ou "corcunda" (∩), nos quais a supressividade pode ser maior ou menor, de acordo com o nível de decomposição, dose do composto e relação C/N.

A interconexão de diversas variáveis torna difícil a previsão do efeito da decomposição dos materiais orgânicos na indução da supressividade de patógenos habitantes do solo. Desta forma, é importante analisar e caracterizar os materiais orgânicos para entender melhor a sua qualidade química e física e alterações que ocorrem durante sua decomposição (Bonanomi et al., 2020). Assim, generalizações precisam ser evitadas e deve-se avaliar o potencial de cada material orgânico para cada patossistema e condições de uso.

A turfa é um produto natural derivado da acumulação progressiva de resíduos de planta e musgo decompostos sob condições de alagamento. Durante a decomposição, a turfa geralmente perde sua supressividade e esse resultado foi atribuído à redução progressiva de celulose, carboidratos e compostos orgânicos, facilmente degradáveis, que são necessários para sustentar agentes de controle biológico. Nesse contexto, turfas leves ou menos decompostas – classificadas como estádios H2 e/ou H3 – suportam maior atividade microbiana induzindo supressividade, em comparação com turfas escuras – classificadas como estádio H4 – que são frequentemente conducentes (Boehm et al., 1997). Para Hoitink e Boehn (1991), o nível de decomposição da matéria orgânica afeta diretamente tanto os antagonistas, como a severidade da doença. Boehm e Hoitink (1992) observaram que substrato produzido com turfa no estádio H2 e composto de casca de *Pinus* foram mais eficazes do que substrato produzido com turfa no estádio H4 na supressão de tombamento causado por *P. ultimum* em poinsétia.

A compostagem é realizada pela decomposição biológica de materiais orgânicos e obtém a sua estabilização química e sanitização de patógenos humanos e vegetais, bem como de sementes de ervas daninhas (Noble; Roberts, 2004). Entretanto, de modo geral, os compostos existentes no mercado são muito heterogêneos devido à diversidade de metodologias da compostagem, origem das matérias primas (por exemplo, resíduos municipais, estrumes de animais, podas de plantas) e, especialmente, ao estádio de maturidade (Tuitert et al., 1998). As interações desses fatores tornam difícil prever a eficácia de um composto na indução da supressividade.

O nível de decomposição de uma matéria orgânica pode estar relacionado à incompleta colonização microbiana do material (Scheuerell et al., 2005). A matéria orgânica, não completamente colonizada por microrganismos, ainda contém recursos de carbono orgânico e nutrientes disponíveis para utilização por patógenos saprofíticos para produção de inóculo. Contudo, à medida que a decomposição prossegue, a disponibilidade dessas fontes de carbono, facilmente degradáveis, diminui progressivamente e cria condições microbiostáticas que podem produzir um aumento da supressividade por favorecer saprófitos competitivos. No estádio final de decomposição, a comunidade microbiana esgota completamente os recursos baseados em carbono, o que pode causar uma redução da supressividade. Todas estas interações dificultam relacionar a decomposição dos compostos à supressividade (Bonanomi et al., 2010).

A relação entre o estágio de decomposição dos resíduos culturais e a supressão de doenças é muito variável. Em nove estudos com resíduos de plantas submetidos a períodos de decomposição foi verificado que a indução de supressividade a *Pythium* spp. aumentou durante o processo de decomposição, enquanto à *Rhizoctonia solani* muitas vezes diminuiu (Bonanomi et al., 2010). Esses comportamentos contraditórios desses dois patógenos podem estar relacionados às suas diferentes capacidades saprofíticas. As espécies de *Pythium* são saprófitas agressivas em materiais frescos como resíduos vegetais não decompostos (Rothrock; Kirkpatrick, 1995), juntamente com a capacidade de colonizar tecidos senescentes (Nelson, 2004), conferindo ao *Pythium* uma vantagem sobre microrganismos saprofíticos especializados. No entanto, uma vez que espécies de *Pythium* não são boas competidoras no solo, uma supressividade geral surge rapidamente em alguns dias após a adição de material orgânico em função do processo de decomposição (Grünwald et al., 2000). Em contraste, *Rhizoctonia solani* é um colonizador mais lento de matéria orgânica, mas mais competitivo do que *Pythium* spp. em substratos complexos ricos em celulose (Papavizas, 1970). Esta vantagem competitiva, em parte, se deve às enzimas que possui (Weinhold; Sinclair, 1996), que permitem que *Rhizoctonia*

solani utilize uma ampla gama de resíduos culturais com diferentes relações C/N (Croteau; Zibilske, 1998; Yulianti et al., 2006), consequentemente, com diferente resposta quanto à indução de supressividade.

O nível de indução de supressividade ou de conducência observado entre tipos de resíduos de culturas e urbano-industriais, compostos e turfas varia devido em virtude do estado de decomposição. Materiais não decompostos (restos culturais e resíduos orgânicos) abrangem todos os resultados possíveis, sendo supressivos ou conducentes na dependência do patógeno. Materiais mais decompostos (compostos maduros) são em média mais supressivos com menos casos de aumento da doença (Bonanomi et al., 2007). Finalmente, materiais extremamente decompostos, como as turfas, apresentam resultados menos variáveis, sendo ligeiramente supressivos ou moderadamente conducentes (Bonanomi et al., 2010). Ao avaliar os efeitos de composto de adubo verde, fração orgânica de resíduos municipais, pó de carne triturada, farinha de peixe, resíduo de alfafa, resíduo de milho, biocarvões (obtidos de serragem pirolisada a 300 C e a 550 C), fibra de coco, turfa, húmus, serragem, glicose e celulose, com períodos de decomposição variando de 3 a 300 dias, bem como a mistura desses materiais, Bonanomi et al. (2020) observaram que o tipo de matéria-prima e sua decomposição afetaram significativamente o crescimento das plantas de alface e a supressão de *Rhizoctonia solani*, a supressão consistente da doença ocorreu apenas para húmus. Pó de carne e farinha de peixe foram conducentes no curto (dias) e médio (semanas) prazo, mas supressivos daí em diante. Composto de adubo verde, serragem, celulose, fibra de coco, turfa e biocarvões apresentaram tendência de aumentar a supressividade com o tempo de decomposição. Por outro lado, glicose, resíduos de plantas (alfafa e milho) e fração orgânica de resíduos municipais apresentaram resposta variável à supressão da doença durante a decomposição.

O húmus, que foi o único suplemento orgânico que evidenciou supressão consistente da doença durante a decomposição (Bonanomi et al., 2020), tem uma composição química única, que além de ser rico em N orgânico com relação C/N baixa, é rico em compostos aromáticos acoplados com baixos teores de frações di-O-alkil C e O-alkil C relacionadas com açúcares e polissacarídeos acessíveis para populações microbianas. Considerando que, normalmente, *Rhizoctonia solani* prospera em suplementos orgânicos ricos em açúcares com frações de C lábeis e apresentou crescimento reduzido em materiais ricos em lignina e frações C aromáticas como húmus (Bonanomi et al., 2018), este parece ser o melhor suplemento orgânico para supressão deste patógeno. Contudo, em alta concentração, o húmus foi fitotóxico e este fato indica a importância de otimizar a taxa de aplicação para combinar a promoção do crescimento da planta e a supressão de doenças (Bonanomi et al., 2020).

Os suplementos orgânicos ricos em N e C lábil, como pó de carne, farinha de peixe, hidrolisado de peixe e emulsão de pescado, quando incorporados ao solo estão sujeitos a rápidas mudanças em um período de horas e/ou dias, com rápida liberação de nitrogênio (Bettiol et al., 2009; Cayuela et al., 2009; Lazarovits et al., 2009). O acúmulo de curto prazo e temporário de amônia, após a aplicação de pó de carne e farinha de peixe, pode suprimir doenças causadas por *Verticillium dahliae* inibindo seus microescleródios (Noble; Coventry, 2005; Abbasi et al., 2006). No entanto, pó de carne e farinha de peixe foram conducentes para o tombamento de plântulas de alface causado por *Rhizoctonia solani* em curto e médio prazos (Bonanomi et al., 2020).

Rhizoctonia solani, comparado com outros patógenos como *Pythium, Verticillium* e *Thielaviopsis*, é polífago e forte saprófita, capaz de explorar uma gama de tipos de suplementos orgânicos (Papavizas, 1970; Weinhold; Sinclair, 1996). Além disso, no curto prazo, o efeito fitotóxico desses suplementos orgânicos, em altas concentrações, pode interagir sinergicamente com *Rhizoctonia solani*, aumentando a incidência do tombamento de plântulas (Cesarano et al., 2017). Esses resultados evidenciam que generalizações não são adequadas em função da especificidade entre tipos de matérias orgânicas e patossistemas, sendo, portanto, indispensável a avaliação adequada dos efeitos das fontes de matéria orgânica sobre os patógenos individualmente. Desta forma, os suplementos orgânicos devem ser manejados com cuidado para obter as vantagens relacionadas com o suprimento de nutrientes, melhoria das propriedades físicas e aumento de supressividade, bem como para evitar os seus efeitos indesejáveis.

Fontes de matéria orgânica com elevada relação C/N, como serragem, fibra de coco, biocarvão, alguns compostos com lixos municipais e restos culturais se caracterizam por induzir a supressividade a *Rhizoctonia solani* com maior tempo de decomposição. Esse tipo de material orgânico estimula o desenvolvimento de um microbioma competitivo que limita o N mineral a longo prazo, o que causa prejuízo às atividades de patógenos como *Rhizoctonia solani* (Chung et al., 1988) e *Fusarium solani* (Snyder et al., 1959).

O biocarvão, em razão da natureza recalcitrante do carbono que não suporta atividade microbiana em curto prazo, a longo prazo a supressão da doença pode estar relacionada ao desenvolvimento de um microbioma supressor graças à estrutura porosa do biocarvão, que protege bactérias e fungos de antagonistas de estresses abióticos como a seca (Graber et al., 2014).

Outro aspecto a destacar é que suplementações orgânicas do solo têm um efeito dependente do tempo na fungistase e na inibição de patógenos. As aplicações repetidas de suplementos orgânicos reduzem o tempo necessário para

a restauração da fungistase e, consequentemente, a janela de oportunidade para os patógenos atacarem a planta. Além disso, a adição recorrente de compostos orgânicos facilmente decomponíveis aumenta a respiração e as capacidades catabólicas específicas do solo (Bonanomi et al., 2017). A conclusão é que a frequência de aplicação tem o potencial de aumentar, significativamente, a utilidade dos suplementos orgânicos como uma ferramenta no manejo de patógenos habitantes do solo se a relação entre a química e a eficácia dos suplementos orgânicos for compreendida.

A suplementação com matéria orgânica melhora a fertilidade e as propriedades físicas dos solos, e pode induzir a supressividade a fitopatógenos específicos, mas pode também resultar em efeitos neutros ou, até mesmo, negativos como o aumento da incidência e severidade de doenças. Melhorar o conhecimento sobre esses efeitos é um dos desafios da incorporação de matéria orgânica no solo.

Controle de patógenos habitantes do solo por meio da desinfestação anaeróbica dos solos

A desinfestação anaeróbica ou biológica dos solos (ASD – BSD) é um método de tratamento de solo, antes do plantio, que visa o controle de doenças das plantas causadas por patógenos habitantes do solo (Rosskopf et al., 2015; Shrestha et al., 2016). A técnica é uma variante da solarização do solo ou da biofumigação/biosolarização (Katan, 1981; Gamliel; Stapleton, 1993). A desinfestação anaeróbica é obtida por meio da incorporação de fontes de matéria orgânica, ricas em carbono, facilmente degradáveis no solo, seguida da cobertura do solo com um filme plástico por um período de 2 a 15 semanas (Rooskopf et al., 2015). Desta forma, com o aumento da respiração microbiana, que libera CO_2 e outros gases, há uma indução de condições anaeróbicas do solo e, consequentemente, a morte dos fitopatógenos.

Esta técnica foi desenvolvida com objetivo de substituir o uso de brometo de metila para o controle de patógenos do solo (Butler et al., 2014; Muramoto et al., 2014; Shrestha et al., 2016). Em metanálise, Shrestha et al. (2016) concluíram que a desinfestação anaeróbica do solo apresentou supressão entre 59% e 94% de fungos e oomicetos fitopatogênicos (*Cylindrocarpon, Fusarium, Macrophomina, Rhizoctonia, Sclerotium, Verticillium*), bactérias (*Ralstonia*) e oomicetos (*Pythium* e *Phytophthora*), exceto para *Sclerotinia* spp., e entre 15% e 56% para nematoides (*Meloidogyne, Pratylenchus* e *Globodera*) em tomate, berinjela, pimentão, batata e morango. Diversas fontes de matéria orgânica foram avaliadas (estercos, adubos verdes, crucíferas, resíduos agrícolas, etanol e melaço), sendo que as efetivas foram entre 53% e 97%, em taxas superiores a

300 g m^{-2}. Muramoto et al. (2014) verificaram o controle de *Verticillium dahliae* em morango pela desinfestação anaeróbica do solo por meio do uso de farelo de arroz (20 t ha^{-1}) e melaço (20 t ha^{-1}) ou a combinação da metade da dose de cada um. Testen e Miller (2019) ao incorporar farelo de trigo (20 t ha^{-1}), melaço (10 t ha^{-1}) ou a mistura de farelo de trigo + melaço verificaram redução na ocorrência de *Meloidogyne hapla* em alface e de *Plasmodiophora brassicae* em mostarda.

É necessário considerar-se que a desinfestação anaeróbica do solo, devido à incorporação de fontes de matéria orgânica, também apresenta efeito no desenvolvimento das plantas, nos ciclos do N e C, nas concentrações de macro e micronutrientes, no pH e na atividade microbiana do solo, bem como nas populações de organismos do solo (Rooskopf et al., 2015).

Considerações finais

A incorporação de matéria orgânica no solo para induzir a supressividade do solo a patógenos habitantes é uma prática de grande importância. Os mecanismos envolvidos vêm sendo descobertos com maiores detalhes com os avanços de diversas ferramentas, entre elas a biologia molecular. Contudo, os efeitos não podem ser generalizados no uso da matéria orgânica como estratégia de manejo de patógenos habitantes do solo. Para tanto, estudos com cada fonte de matéria e patossistema necessitam ser conduzidos para que todas as vantagens da incorporação de matéria orgânica sejam obtidas.

Agradecimentos

Wagner Bettiol (Processo: 307855/2019-8) e Sami Jorge Michereff (Processo: 309290/2019-8) agradecem ao CNPq pelas bolsas de produtividade em pesquisa. Os autores agradecem aos Engenheiros Agrônomos Alfredo Tsuzuki e Walter da Silva incentivadores da realização desta obra e incansáveis na busca por recursos para financiar esta publicação.

Referências

ABBASI, P. A.; CONN, K. L.; LAZAROVITS, G. Effect of fish emulsion used as a preplanting soil amendment on Verticillium wilt, scab, and tuber yield of potato. **Canadian Journal of Plant Pathology,** v. 28, p. 509-518, 2006. DOI: https://doi.org/10.1080/07060660609507328.

ALFANO, G.; LUSTRATO, G.; LIMA, G.; VITULLO, D.; RANALLI, G. Characterization of composted olive mill wastes to predict potential plant disease suppressiveness. **Biological Control,** v. 58, p. 199-207, 2011. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2011.05.001.

ARAÚJO, F. F.; BETTIOL, W. Supressividade dos nematóides *Meloydogyne javanica* e *Heterodera glycines* em soja por adição de lodo de esgoto ao solo. **Ciência Rural,** v. 35, p. 806-812, 2005. DOI: https://doi.org/10.1590/S0103-84782005000400009.

ARYANTHA, I. P.; CROSS, R.; GUEST, D. I. Suppression of *Phytophthora cinnamomi* in potting mixes amended with uncomposted and composted animal manures. **Phytopathology**, v. 90, p. 775-782, 2000. DOI: https://doi.org/10.1094/PHYTO.2000.90.7.775.

ASIRIFI, K. N.; MORGAN, W. C.; PARBEY, D. G. Suppression of *Sclerotinia* soft rot of lettuce with organic soil amendments. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v. 34, p. 131-136, 1994. DOI: https://doi.org/10.1071/EA9940131.

ATANASOVA, L.; KNOX, B. P.; KUBICEK, C. P.; DRUZHININA, I. S.; BAKER, S. E. The polyketide synthase gene *pks4* of *Trichoderma reesei* provides pigmentation and stress resistance. **Eukaryotic Cell**, v. 12, p. 1499-1508, 2013. DOI: https://doi.org/.1128/EC.00103-13.

ATKINSON, G. F. Some diseases of cotton. **Bulletin Alabama Agricultural Experiment Station,** n. 41, p. 19-29, 1892.

BAKER, K. F.; COOK, R. J. **Biological control of plant pathogens**. San Francisco: W. H. Freeman, 1974. 433 p.

BANGERA, M. G.; THOMASHOW, L. S. Identification and characterization of a gene cluster for synthesis of the polyketide antibiotic 2,4-diacetylphloroglucinol from *Pseudomonas fluorescens* Q2-87. **Journal of Bacteriology**, v. 181, p. 3155-3163, 1999. DOI: https://doi.org/10.1128/JB.181.10.3155-3163.1999.

BELLINI, A.; FERROCINO, I.; CUCU, M. A.; PUGLIESE, M.; GARIBALDI, A.; GULLINO, M. L. A compost treatment acts as a suppressive agent in *Phytophthora capsica* - *Cucurbita pepo* pathosystem by modifying the rhizosphere microbiota. **Frontiers in Plant Science,** v. 11, e885, 2020. DOI: https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00885.

BENHAMOU, N.; REY, P.; PICARD, K.; TIRILLY, Y. Ultrastructural and cytochemical aspects of the interaction between the mycoparasite *Pythium oligandrum* and soilborne plant pathogens. **Phytopathology**, v. 89, p. 506-517, 1999. DOI: https://doi.org/10.1094/PHYTO.1999.89.6.506.

BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C. **Plant litter**: decomposition, humus formation, carbon sequestration. 3. ed. Berlin: Springer-Verlag, 2014. 315 p. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-642-38821-7.

BETTIOL, W. Effect of sewage sludge on the incidence of corn stalk rot caused by Fusarium. **Summa Phytopathologica**, v. 30, p. 16-22, 2004.

BETTIOL, W.; KRUGNER, T. L. Influência do lodo de esgoto na severidade da podridão de raiz do sorgo causada por *Pythium arrhenomanes.* **Summa Phytopathologica**, v. 10, p. 243-251, 1984.

BETTIOL, W.; GHINI, R. Solos supressivos. In: MICHEREFF, S. J.; ANDRADE, D. E. G. T.; MENEZES, M. (ed.). **Ecologia e manejo de patógenos radiculares em solos tropicais**. Recife: UFRPE, 2005. p. 124-152.

BETTIOL, W.; MORANDI, M. A. B. (ed.). **Biocontrole de doenças de plantas**: uso e perspectivas. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2009.

BETTIOL, W., MIGHELI, Q.; GARIBALDI, A. Controle, com matéria orgânica, do tombamento do pepino, causado por *Pythium ultimum* Trow. **Pesquisa Agropecuária Brasileira,** v. 32, p. 57-61, 1997.

BETTIOL, W.; GHINI, R.; MARIANO, R. L. R.; MICHEREFF, S. J.; MATTOS, L. P. V.; ALVARADO, I. C. M.; PINTO, Z. V. Supressividade a fitopatógenos habitantes do solo. In: BETTIOL, W.; MORANDI, M. A. B. (ed.). **Biocontrole de doenças de plantas**: uso e perspectivas. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2009. p. 187-208.

BOEHM, M. J.; HOITINK, H. A. J. Sustenance of microbial activity in potting mixes and its impact on severity of Pythium root rot of poinsettia. **Phytopathology,** v. 82, p. 259-264, 1992. DOI: https://doi.org/10.1094/Phyto-82-259.

BOEHM, M. J; WU, T.; STONE, A. G.; KRAAKMAN, B.; IANNOTTI, D. A. Cross polarized magic-angle spinning 13^{C} nuclear magnetic resonance spectroscopic characterization of soil organic matter relative to culturable bacterial species composition and sustained biological control of Pythium root rot. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 63, p. 162-168, 1997. DOI: https://doi.org/10.1128/AEM.63.1.162-168.1997.

BONANOMI, G.; ANTIGNANI, V.; PANE, C.; SCALA, F. Suppression of soilborne fungal diseases with organic amendments. **Journal of Plant Pathology**, v. 89, p. 311-340, 2007.

BONANOMI, G.; ANTIGNANI, V.; CAPODILUPO, M.; SCALA, F. Identifying the characteristics of organic soil amendments that suppress soilborne plant diseases. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, p. 136-144, 2010. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.10.012.

BONANOMI, G.; GAGLIONE, S. A.; CESARANO, G.; SARKER, T. C.; PASCALE, M.; SCALA, F.; ZOINA, A. Frequent applications of organic matter to agricultural soil increase fungistasis. **Pedosphere**, v. 27, p. 86-95, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/s1002-0160(17)60298-4.

BONANOMI, G.; LORITO, M.; VINALE, F.; WOO, S. L. Organic amendments, beneficial microbes, and soil microbiota: toward a unified framework for disease suppression. **Annual Review of Phytopathology**, v. 56, p. 1-20, 2018. DOI: https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-080615-100046.

BONANOMI, G.; ZOTTI, M.; IDBELLA, M.; DI SILVERIO, N.; CARRINO, L.; CESARANO, G.; ASSAEED, A. M.; ABD-ELGAWAD, A. M. Decomposition and organic amendments chemistry explain contrasting effects on plant growth promotion and suppression of *Rhizoctonia solani* damping off. **PLoS ONE**, v. 15, e0230925, 2020. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0230925.

BORRERO, C.; ORDOVÁS, J.; TRILLAS, M. I.; AVILÉS, M. Tomato Fusarium wilt suppressiveness. the relationship between the organic plant growth media and their microbial communities as characterised by Biolog®. **Soil Biology and Biochemistry,** v. 38, p. 1631-1637, 2006. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.11.017.

BOWEN, A.; ORR, R.; MCBEATH, A. V.; PATTISON, A.; NELSON, P. N. Suppressiveness or conduciveness to Fusarium wilt of bananas differs between key Australian soils. **Soil Research**, v. 57, p. 158-165, 2019. DOI: https://doi.org/10.1071/SR18159.

BUTLER, D. M.; KOKALIS-BURELLE, N.; ALBANO, J. P.; MCCOLLUM, T. G.; MURAMOTO, J.; SHENNAN, C.; ROSSKOPF, E. N. Anaerobic soil disinfestation (ASD) combined with soil solarization as a methyl bromide alternative: vegetable crop performance and soil nutrient dynamics. **Plant Soil**, v. 378, p. 365-381, 2014. DOI: https://doi.org/10.1007/s11104-014- 2030-z.

BUXTON, W.; KHALIFA, O.; WARD, V. Effect of soil amendment with chitin on pea wilt caused by *Fusarium oxysporum* f. sp. *pisi.* **Annals of Applied Biology**, v. 55, p. 83-88. 1965. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.1965.tb07870.x.

CANDOLE, B. L., ROTHROCK, C. S. Characterization of the suppressiveness of hairy vetch-amended soils to *Thielaviopsis basicola*. **Phytopathology**, v. 87, p. 197-202, 1997. DOI: https://doi.org/10.1094/PHYTO.1997.87.2.197.

CASTAÑO, R.; BORRERO, C.; AVILÉS, M. Organic matter fractions by SP-MAS 13 C NMR and microbial communities involved in the suppression of *Fusarium* wilt in organic growth media. **Biological Control**, v. 58, p. 286-293, 2011. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2011.05.011.

CAYUELA, M. L.; SINICCO, T.; MONDINI, C. Mineralization dynamics and biochemical properties during initial decomposition of plant and animal residues in soil. **Applied Soil Ecology**, v. 41, p. 118-127, 2009. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.10.001.

CESARANO, G.; DE FILIPPIS, F.; LA STORIA, A.; SCALA, F.; BONANOMI, G. Organic amendment type and application frequency affect crop yields, soil fertility and microbiome composition. **Applied Soil Ecology**, v. 120, p. 254-264, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.08.017.

CHEN, W., HOITINK, H. A. J.; MADDEN, L. V. Microbial activity and biomass in container media for predicting suppressiveness to damping-off caused by *Pythium ultimum.* **Phytopathology**, v. 78, p. 1447-1450. 1988a. DOI: https://doi.org/10.1094/Phyto-78-1447.

CHEN, W.; HOITINK, H. A. J.; SCHMITTHENNER, F.; TUOVINEN, O. H. The role of microbial activity in suppression of damping-off caused by *Pythium ultimum.* **Phytopathology**, v. 78, p. 314-322. 1988b. DOI: https://doi.org/10.1094/Phyto-78-314.

CHET, I.; HARMAN, G. E.; BAKER, R. *Trichoderma hamatum*: Its hyphal interactions with *Rhizoctonia solani* and *Pythium* spp . **Microbial Ecology**, v. 7, p. 29-38, 1981. DOI: https://doi.org/10.1007/BF02010476.

CHOUDHARY, D. K.; PRAKASH, A.; JOHRI, B. N. Induced systemic resistance (ISR) in plants: Mechanism of action. **Indian Journal of Microbiology**, v. 47, p. 289-297, 2007. DOI: https://doi.org/10.1007/s12088-007-0054-2

CHUNG, Y. R.; HOITINK, H. A. J.; DICK, W. A.; HERR, L. J. Effects of organic matter decomposition level and cellulose amendment on the inoculum potential of *Rhizoctonia solani* in hardwood bark media. **Phytopathology**, v. 78, p. 836-840, 1988. DOI: https://doi.org/10.1094/Phyto-78-836.

CONN, K. L.; TENUTA, M.; LAZAROVITS, G. Liquid swine manure can kill *Verticillium dahliae* microsclerotia in soil by volatile fatty acid, nitrous acid, and ammonia toxicity. **Phytopathology,** v. 95, p. 28-35, 2005. DOI: https://doi.org/10.1094/PHYTO-95-0028.

COOK, R. J. Plant health management: pathogen suppressive soils. **Encyclopedia of Agriculture and Food Systems**, v. 4, p. 441-455, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/b978-0-444-52512-3.00182-0.

COOK, R.; BAKER, K. **The nature and practice of biological control of plant pathogens.** St.Paul: APS Press, 1983. 539 p.

COPLEY, T. R.; ALIFERIS, K. A.; JABAJI, S. Maple bark biochar affects *Rhizoctonia solani* metabolism and increases damping-off severity. **Phytopathology**, v. 105, p. 1334-1346, 2015. DOI: https://doi.org/10.1094/PHYTO-08-14-0231-R.

COUTEAUDIER, Y.; ALABOUVETTE, C. Quantitative comparison of *Fusarium oxysporum* competitiveness in relation to carbon utilization. **FEMS Microbiology Letters**, v. 74, p. 261-267, 1990. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1574-6968.1990.tb04072.x.

CRETOIU, M. S.; KORTHALS, G. W.; VISSER, J. H. M.; VAN ELSAS, J. D. Chitin amendment increases soil suppressiveness toward plant pathogens and modulates the actino- bacterial and oxalobacteraceal communities in an experimental agricultural field. **Applied Environment Microbiology,** v. 79, p. 5291-5301, 2013. DOI: https://doi.org/10.1128/AEM.01361-13.

CROTEAU, G. A.; ZIBILSKE, L. M. Influence of papermill processing residuals on saprophytic growth and disease caused by *Rhizoctonia solani*. **Applied Soil Ecology**, v. 10, p. 103-115, 1998. DOI: https://doi.org/10.1016/S0929-1393(98)00035-3.

DAGUERRE, Y.; SIEGEL, K.; EDEL-HERMANN, V.; STEINBERG, C. Fungal proteins and genes associated with biocontrol mechanisms of soil-borne pathogens: A review. **Fungal Biology Reviews**, v. 28, p. 97-125, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.fbr.2014.11.001.

DARBY, H. M.; STONE, A. G.; DICK, R. P. Compost and manure mediated impacts on soilborne pathogens and soil quality. **Soil Science Society American Journal**, v. 70, p. 347-358, 2006. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0265.

DE BOER, W.; KLEIN GUNNEWIEK, P. J. A.; KOWALCHUK, G. A.; VAN VEEN, J. A. Growth of chitinolytic dune soil β-subclass Proteobacteria in response to invading fungal hyphae. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 67, p. 3358-3362, 2001. DOI: https://doi.org/10.1128/AEM.67.8.3358-3362.2001.

DEACON, J. W. Further studies on *Phialophora radicicola* and *Gaeumannomyces graminis* on roots and stem bases of grasses and cereals. **Transactions of the British Mycological Society**, v. 63, p. 307-318, 1974. DOI: https://doi.org/10.1016/S0007-1536(74)80177-4.

DELTOUR, P.; FRANÇA, S. C.; PEREIRA, O. L.; CARDOSO, I.; DE NEVE, S.; DEBODE, J.; HÖFTE, M. Disease suppressiveness to Fusarium wilt of banana in an agroforestry system: Influence of soil characteristics and plant community. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 239, p. 173-181, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.018.

DENG, X.; ZHANG, N.; SHEN, Z.; ZHU, C.; LI, R.; SALLES, J. F.; SHEN, Q. Rhizosphere bacteria assembly derived from fumigation and organic amendment triggers the direct and indirect suppression of tomato bacterial wilt disease. **Applied Soil Ecology**, v. 147, e103364, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.103364.

DICKSCHAT, J. S.; REICHENBACH, H.; WAGNER-DÖBLER, I.; SCHULZ, S. Novel pyrazines from the myxobacterium *Chondromyces crocatus* and marine bacteria. **European Journal of Organic Chemistry**, v. 2005, p. 4141-4153, 2005. DOI: https://doi.org/10.1002/ejoc.200500280.

DOMÍNGUEZ, J.; NEGRÍN, M. A.; RODRÍGUEZ, C. M. Aggregate water-stability, particle-size and soil solution properties in conducive and suppressive soils to Fusarium wilt of banana from Canary Islands (Spain). **Soil Biology and Biochemistry**, v. 33, p. 449-455, 2001. DOI: https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00184-X.

DOUGLAS, L. I.; DEACON, J. W. Strain variation in tolerance of water stress by *Idriella* (*Microdochium*) *bolleyi*, a biocontrol agent of cereal root and stem base pathogens. **Biocontrol Science and Technology**, v. 4, p. 239-249, 1994. DOI: https://doi.org/10.1080/09583159409355332.

DREWNOWSKA, J. M.; FIODOR, A.; BARBOZA-CORONA, J. E.; SWIECICKA, I. Chitinolytic activity of phylogenetically diverse *Bacillus cereus* sensu lato from natural environments. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 43, p. 126075, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.syapm.2020.126075.

DUFFY, B. K.; DÉFAGO, G. Macro- and microelement fertilizers influence the severity of fusarium crown and root rot of tomato in a soilless production system. **HortScience**, v. 34, p. 287-291, 1999. DOI: https://doi.org/10.21273/HORTSCI.34.2.287.

DUFFY, B. K; DÉFAGO, G. Zinc improves biocontrol of Fusarium crown and root rot of tomato by *Pseudomonas fluorescens* and represses the production of pathogen metabolites inhibitory to bacterial antibiotic biosynthesis. **Phytopathology**, v. 87, p. 1250-1257, 1997. DOI: https://doi.org/10.1094/PHYTO.1997.87.12.1250.

DUFFY, B. K.; OWNLEY, B. H.; WELLER, D. M. Soil chemical and physical properties associated with suppression of take-all of wheat by *Trichoderma koningii*. **Phytopathology**, v. 87, p. 1118-1124, 1997. DOI: https://doi.org/10.1094/PHYTO.1997.87.11.1118.

DUIJFF, B. J.; MEIJER, J. W.; BAKKER, P. A. H. M.; SCHIPPERS, B. Siderophore-mediated competition for iron and induced resistance in the suppression of fusarium wilt of carnation by fluorescent *Pseudomonas* spp. **Netherlands Journal of Plant Pathology**, v. 99, p. 277-289, 1993. DOI: https://doi.org/10.1007/BF01974309.

ECK, W. H. Autolysis of chlamydospores of *Fusarium solani* f.sp. *cucurbitae* in chitin and laminarin amended soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 10, p. 89-92, 1978. DOI: https://doi.org/10.1016/0038-0717(78)90076-7.

EHTESHAMUL-HAQUE, S.; SULTANA, V.; ARA, J.; QASIM, R.; GHAFFAR, A. Use of crustacean chitin and plant growth promoting bacteria for the control of *Meloigdogyne javanica* root knot nematode in chickpea. **Pakistan Journal of Nematology**, v. 15, p. 89-93, 1997.

ELMER, W. H.; PIGNATELLO, J. J. Effect of biochar amendments on mycorrhizal associations and Fusarium crown and root rot of asparagus in replant soils. **Plant Disease,** v. 95, p. 960-966, 2011. DOI: https://doi.org/10.1094/PDIS-10-10-0741.

EPARVIER, A.; ALABOUVETTE, C. Use of ELISA and GUS-transformed strains to study competition between pathogenic and non-pathogenic *Fusarium oxysporum* for root colonization. **Biocontrol Science and Technology**, v. 4, p. 35-47, 1994. DOI: https://doi.org/10.1080/09583159409355310.

ESMAEEL, Q.; PUPIN, M.; JACQUES, P.; LECLÈRE, V. Nonribosomal peptides and polyketides of *Burkholderia*: new compounds potentially implicated in biocontrol and pharmaceuticals. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 29794-29807, 2018. DOI: https://doi.org/10.1007/s11356-017-9166-3.

EXPÓSITO, R. G.; DE BRUIJN, I.; POSTMA, J.; RAAIJMAKERS, J. M. Current insights into the role of rhizosphere bacteria in disease suppressive soils. **Frontiers in Microbiology**, v. 8, 2529, 2017. DOI: https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.02529.

FOSTER, R.; WALKER, J. Predisposition of tomato to Fusarium wilt. **Journal of Agricultural Research**, v. 74, p. 165-185, 1947.

FREITAS, L. G.; PODESTÁ, G. S.; FERRAZ, S.; COUTINHO, M. M. Supressividade de solo a *Meloidogyne* por *Pasteuria penetrans* nos Estados do Maranhão e Santa Catarina. In: BETTIOL, W.; MORANDI, M. A. B. (ed.). **Biocontrole de doenças de plantas:** uso e perspectivas. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2009. p. 153-172.

FU, L.; RUAN, Y.; TAO, C.; LI, R.; SHEN, Q. Continuous application of bioorganic fertilizer induced resilient culturable bacteria community associated with banana Fusarium wilt suppression. **Scientific Report,** v. 6, e27731, 2016. DOI: https://doi.org/10.1038/srep27731.

FU, L.; PENTON, C. R.; RUAN, Y.; SHEN, Z.; XUE, C.; LI, R.; SHEN, Q. Inducing the rhizosphere microbiome by biofertilizer application to suppress banana Fusarium wilt disease. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 104, p. 39-48, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.10.008.

GAMLIEL, A.; STAPLETON, J. Characterization of antifungal volatile compounds evolved from solarized soil amended with cabbage residues. **Phytopathology**, v. 83, p. 899-905, 1993. DOI: https://doi.org/10.1094/Phyto-83-899.

GERLAGH, M.; GOOSSEN-VAN DE GEIJN, H. M.; FOKKEMA, N. J.; VEREIJKEN, P. F. G. Long-term biosanitation by application of *Coniothyrium minitans* on *Sclerotinia sclerotiorum*-infected crops. **Phytopathology**, v. 89, p. 141-147, 1999. DOI: https://doi.org/10.1094/PHYTO.1999.89.2.141.

GHINI, R.; PATRICIO, F. R. A.; BETTIOL, W.; ALMEIDA, I. M. G.; MAIA, A. H. N. Effect of sewage sludge on suppressiveness to soil-borne plant pathogens. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, p. 2797-2805, 2007. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.06.002.

GHINI, R.; FORTES, N. L. P.; NAVAS-CORTES, J. A.; SILVA, C. A., BETTIOL, W. Combined effects of soil biotic and abiotic factors, influenced by sewage sludge incorporation, on the incidence of corn stalk rot. **PLoS ONE** v. 11, e0155536, 2016. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155536.

GORODECHI, B.; HADAR, Y. Suppression of *Rhizoctonia solani* and *Sclerotium rolfsii* diseases in container media containing composted separated cattle manure and composted grape marc. **Crop Protection**, v. 9, p. 271-274. 1990.

GORTARI, M. C.; HOURS, R. A. Fungal chitinases and their biological role in the antagonism onto nematode eggs. A review. **Mycological Progress**, v. 7, p. 221-238, 2008. DOI: https://doi.org/10.1007/s11557-008-0571-3.

GRABER, E. R.; FRENKEL, O.; JAISWAL, A. K.; ELAD, Y. How may biochar influence severity of diseases caused by soilborne pathogens? **Carbon Management**, v. 5, p. 169-183, 2014. DOI: https://doi.org/10.1080/17583004.2014.913360.

GRÜNWALD, N. J.; HU, S.; VAN BRUGGEN, A. H. C. Short-term cover crop decomposition in organic and conventional soils: soil microbial and nutrient cycling indicator variables associated with different levels of soil suppressiveness to *Pythium aphanidermatum*. **European Journal of Plant Pathology**, v. 106, p. 51-60, 2000. DOI: https://doi.org/10.1023/A:1008772715133.

GÜRTLER, H.; PEDERSEN, R.; ANTHONI, U.; CHRISTOPHERSEN, C.; NIELSEN, P. H.; WELLINGTON, E. M. H.; PEDERSEN, C.; BOCK, K. Albaflavenone, a sesquiterpene ketone with a zizaene skeleton produced by a streptomycete with a new rope morphology. **The Journal of Antibiotics**, v. 47, p. 434-439, 1994. DOI: https://doi.org/10.7164/antibiotics.47.434.

HAAS, D.; DÉFAGO, G. Biological control of soil-borne pathogens by fluorescent pseudomonads. **Nature Reviews Microbiology**, v. 3, p. 307-319, 2005. DOI: https://doi.org/10.1038/nrmicro1129.

HADAR, Y.; GORODECKI, B. Suppression of germination of sclerotia of *Sclerotium rolfsii* in compost. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 23, p. 303-306, 1991. DOI: https://doi.org/.1016/0038-0717(91)90068-U.

HECK, D. W.; GHINI, R.; BETTIOL, W. Deciphering the suppressiveness of banana Fusarium wilt with organic residues. **Applied Soil Ecology**, v. 138, p. 47-60, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.02.021.

HERR, L. J. Biological control of *Rhizoctonia solani* by binucleate *Rhizoctonia* spp. and hypovirulent *R. solani* agents. **Crop Protection**, v. 14, p. 179-186, 1995. DOI: https://doi.org/10.1016/0261-2194(95)00017-G.

HOITINK, H. A. J.; BOEHM, M. J. Interaction between organic matter decomposition level, biocontrol agents and plant pathogens in soilborne disease. In: REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE CONTROLE BIOLÓGICO DE DOENÇAS DE PLANTAS, 4., 1991, Campinas. **Anais ...** Jaguariúna: CNPMA, 1991. p. 63-77.

HOITINK, H. A. J.; BOEHM, M. J. Biocontrol within the context of soil microbial communities: a substrate-dependent phenomenon. **Annual Review of Phytopathology**, v. 37, p. 427-446. 1999. DOI: https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.37.1.427.

HOITINK, H. A. J.; FAHY, P. C. Basis for the control of soilborne plant pathogens with composts. **Annual Review of Phytopathology**, v. 24, p. 93-114. 1986. DOI: https://doi.org/10.1146/annurev.py.24.090186.000521.

HÖPER, H.; ALABOUVETTE, C. Importance of physical and chemical soil properties in the suppressiveness of soil to plant diseases. **European Journal of Soil Biology**, v. 32, p. 41-58, 1996.

HÖPER, H.; STEINBERG, C.; ALABOUVETTE, C. Involvement of clay type and pH in the mechanisms of soil suppressiveness to fusarium wilt of flax. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 27, p. 955-967, 1995. DOI: https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)00238-V.

HORNBY, D. (ed.). **Biological control of soil-borne plant pathogens.** Wallingford: CAB International, 1990. 479 p.

HORNBY, D. Suppressive soils. **Annual Review of Phytopathology**, v. 21, p. 65-85, 1983. DOI: https://doi.org/10.1146/annurev.py.21.090183.000433.

HUANG, X.; LIU, J.; DING, J.; HE, Q.; XIONG, R.; ZHANG, K. The investigation of nematocidal activity in *Stenotrophomonas maltophilia* G2 and characterization of a novel virulence serine protease. **Canadian Journal of Microbiology**, v. 55, p. 934-942, 2009. DOI: https://doi.org/10.1139/w09-045.

HUBER, D. M.; SCHNEIDER, R. W. The description and occurrence of suppressive soils. In: SCHNEIDER, R. W. (Ed.). **Suppressive soils and plant disease**. St Paul: APS Press, 1982. p. 1-7.

HUBER, D. M.; WATSON, R. D. Effect of organic amendment on soil-borne plant pathogens. **Phytopathology**, v. 60, p. 22-26, 1970. DOI: https://doi.org/10.1094/Phyto-60-22.

INDERBITZIN, P.; WARD, J.; BARBELLA, A.; SOLARES, N.; IZYUMIN, D.; BURMAN, P.; CHELLEMI, D. O.; SUBBARAO, K. V. Soil microbiomes associated with Verticillium wilt suppressive broccoli and chitin amendments are enriched with potential biocontrol agents. **Phytopathology**, v. 108, p. 31-43, 2017. DOI: https://doi.org/10.1094/PHYTO-07-17-0242-R.

JANVIER, C.; VILLENEUVE, F.-O.; ALABOUVETTE, C.; EDEL-HERMANN, V.; MATEILLE, T.; STEINBERG, C. Soil health through soil disease suppression: Which strategy from descriptors to indicators? **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, p. 1-23, 2007. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.07.001.

JIANG, J.; GAO, L.; BIE, X.; LU, Z.; LIU, H.; ZHANG, C.; LU, F.; ZHAO, H. Identification of novel surfactin derivatives from NRPS modification of *Bacillus subtilis* and its antifungal activity against *Fusarium moniliforme*. **BMC Microbiology**, v. 16, p. 1-14, 2016. DOI: https://doi.org/10.1186/s12866-016-0645-3.

KARIUKI, G. M.; MURIUKI, L. K.; KIBIRO, E. M. The impact of suppressive soils on plant pathogens and agricultural productivity. In: MEGHVANSI, M. K.; VARMA, A. (ed.). **Organic amendments and soil suppressiveness in plant disease management**. New York: Springer, 2015, p. 3-23.

KATAN, J. Solarization heating (solarization) of soil for control of soilborne pest. **Annual Review of Phytopathology**, v. 19, p. 211-236, 1981. DOI: https://doi.org/10.1146/annurev.py.19.090181.001235.

KLOEPPER, J. W.; LEONG, J.; TEINTZE, M.; SCHROTH, M. N. *Pseudomonas* siderophores: A mechanism explaining disease-suppressive soils. **Current Microbiology**, v. 4, p. 317-320, 1980. DOI: https://doi.org/10.1146/annurev.py.19.090181.001235.

KLOEPPER, J. W.; TUZUN, S.; KUC, J. A. Proposed definitions related to induced disease resistance. **Biocontrol Science and Technology**, v. 2, p. 349-351, 1992. DOI: https://doi.org/10.1080/09583159209355251.

LACEY, M. J.; WILSON, C. R. Relationship of common scab incidence of potatoes grown in Tasmanian ferrosol soils with pH, exchangeable cations and other chemical properties of those soils. **Journal of Phytopathology**, v. 149, p. 679-683, 2001. DOI: https://doi.org/10.1046/j.1439-0434.2001.00693.x.

LATZ, E.; EISENHAUER, N.; RALL, B. C.; ALLAN, E.; ROSCHER, C.; SCHEU, S.; JOUSSET, A. Plant diversity improves protection against soil-borne pathogens by fostering antagonistic bacterial communities. **Journal of Ecology**, v. 100, p. 597-604, 2012. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01940.x.

LAZAROVITS, G. Managing soilborne disease of potatoes using ecologically based approaches. **American Journal of Potato Research**, v. 87, p. 401-411, 2010. DOI: https://doi.org/10.1007/s12230-010-9157-0.

LAZAROVITS, G.; ABBASI, P. A.; CONN, K. L.; HILL, J. E.; HEMMINGSEN, S. M. Fish emulsion and liquid swine manure: model systems for development of organic amendments as fertilizers with disease suppressive properties. In: BETTIOL, W.; MORANDI, M. A. B. (ed.). **Biocontrole de doenças de plantas:** uso e perspectivas. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2009. p. 49-67.

LEEMAN, M.; VAN PELT, J. A.; DEN OUDEN, F. M.; HEINSBROEK, M.; BAKKER, P. A. H. M.; SCHIPPERS, B. Induction of systemic resistance by *Pseudomonas fluorescens* in radish cultivars differing in susceptibility to Fusarium wilt, using a novel bioassay. **European Journal of Plant Pathology**, v. 101, p. 655-664, 1995. DOI: https://doi.org/10.1007/BF01874869.

LEONI, C.; GHINI, R. Sewage sludge effect on management of *Phytophthora nicotianae* in citrus. **Crop Protection,** v. 25, p. 10-22, 2006. DOI: https://doi.org/10.1016/j.cropro.2005.03.004.

LING, N.; XUE, C.; HUANG, Q. W.; YANG, X. M.; XU, Y.C.; SHEN, Q. R. Development of a mode of application of bioorganic fertilizer for improving the biocontrol efficacy to Fusarium wilt. **Biocontrol,** v. 55, p. 673-683, 2010. DOI: https://doi.org/10.1007/s10526-010-9290-1.

LING, N.; DENG, K.; SONG, Y.; WU, Y.; ZHAO, J.; RAZA, W.; HUANG, Q.; SHEN, Q. Variation of rhizosphere bacterial community in watermelon continuous mono-cropping soil by long-term application of a novel bioorganic fertilizer. **Microbiological Research,** v. 169, p. 570-578, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.micres.2013.10.004.

LUMSDEN, R. D.; LEWIS, J. A.; MILLNER, P. D. Effect of composted sewage sludge on several soilborne pathogens and diseases. **Phytopathology,** v. 73, p. 1543-1548, 1983. DOI: https://doi.org/10.1094/Phyto-73-1543.

MAGET-DANA, R.; PTAK, M. Interfacial properties of surfactin. **Journal of Colloid And Interface Science**, v. 153, p. 285-291, 1992. DOI: https://doi.org/10.1016/0021-9797(92)90319-H.

MALLETT, K. I.; MAYNARD, D. G. Armillaria root disease, stand characteristics, and soil properties in young lodgepole pine. **Forest Ecology and Management**, v. 105, p. 37-44, 1998. DOI: https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00294-6.

MANDEEL, Q.; BAKER, R. Mechanisms involved in biological control of Fusarium wilt of cucumber with strains of nonpathogenic *Fusarium oxysporum*. **Phytopathology**, v. 81, p. 462-469, 1991. DOI: https://doi.org/10.1094/Phyto-81-462.

MANDELBAUM, R.; HADAR, Y. Effects of available carbon source on microbial activity and suppression of *Pythium aphanidermatum* in compost and peat container media. **Phytopathology**, v. 80, p. 794-804. 1990. DOI: https://doi.org/10.1094/Phyto-80-794.

MAZURIER, S.; CORBERAND, T.; LEMANCEAU, P.; RAAIJMAKERS, J. M. Phenazine antibiotics produced by fluorescent pseudomonads contribute to natural soil suppressiveness to Fusarium wilt. **ISME Journal**, v. 3, p. 977-991, 2009. DOI: https://doi.org/10.1038/ismej.2009.33.

MAZZOLA, M. Manipulation of rhizosphere bacterial communities to induce suppressive soils. **Journal of Nematology**, v. 39, p. 213-220, 2007.

MCKELLAR, M. E.; NELSON, E. B. Compost-induced suppression of Pythium damping-off is mediated by fatty-acid-metabolizing seed-colonizing microbial communities. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 69, p. 452-460, 2003. DOI: https://doi.org/10.1128/AEM.69.1.452-460.2003.

MEGHVANSI, M. K.; VARMA, A. **Organic amendments and soil suppressiveness in plant disease management.** New York: Springer, 2015. 531 p.

MELERO-VARA, J. M.; LÓPEZ-HERRERA, C. J.; PRADOS-LIGERO, A. M.; VELA-DELGADO, M. D.; NAVAS-BECERRA, J. A.; BASALLOTE-UREBA, M. J. Effects of soil amendment with poultry manure on carnation Fusarium wilt in greenhouses in southwest Spain. **Crop Protection,** v. 30, p. 970-976, 2011. DOI: https://doi.org/10.1016/j.cropro.2011.03.022.

MENZIES, J. D. Occurrence and transfer of a biological factor in soil that suppresses potato scab. **Phytopathology**, v. 49, p. 648-652, 1959.

MEYER, M. C., MAZARO, S. M.; SILVA, J. C. ***Trichoderma:*** uso na agricultura. Brasília: Embrapa, 2019. 538 p.

MEZIANE, H.; VAN DER SLUIS, I.; VAN LOON, L. C.; HÖFTE, M.; BAKKER, P. A. H. M. Determinants of *Pseudomonas putida* WCS358 involved in inducing systemic resistance in plants. **Molecular Plant Pathology**, v. 6, p. 177-185, 2005. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1364-3703.2005.00276.x.

MITCHELL, R.; ALEXANDER, M. Chitin and the biological control of Fusarium diseases. **Plant Disease Reporter**, v. 45, p. 487-490, 1961.

MITSUBOSHI, M.; KIOKA, Y.; NOGUCHI, K.; ASAKAWA, S. Evaluation of suppressiveness of soils exhibiting soil-borne disease suppression after long-term application of organic amendments by the co-cultivation method of pathogenic *Fusarium oxysporum* and indigenous soil microorganisms. **Microbes and Environments,** v. 33, p. 58-65, 2018. DOI: https://doi.org/10.1264/jsme2.ME17072.

MONTE, E.; BETTIOL, W.; HERMOSA, R. *Trichoderma* e seus mecanismos de ação para o controle de doenças de plantas. In: MEYER, M. C.; MAZARO, S. M.; SILVA, J. C. (ed.) ***Trichoderma***: uso na agricultura. Embrapa, Brasília, p. 181-199, 2019.

MUKHERJEE, P. K.; WIEST, A.; RUIZ, N.; KEIGHTLEY, A.; MORAN-DIEZ, M. E.; MCCLUSKEY, K.; POUCHUS, Y. F.; KENERLEY, C. M. Two classes of new peptaibols are synthesized by a single non-ribosomal peptide synthetase of *Trichoderma virens*. **Journal of Biological Chemistry**, v. 286, p. 4544-4554, 2011. DOI: https://doi.org/10.1074/jbc.M110.159723.

MURAKAMI, H.; TSUHIMA, S.; SHISHIDO, Y. Soil suppressiveness to clubroot disease of Chinese cabbage caused by *Plasmodiophora brassicae*. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, p. 1637-1642, 2000. DOI: https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00079-1.

MURAMOTO, J.; SHENNAN, C.; BAIRD, G.; ZAVATTA, M.; KOIKE, S. T.; BOLDA, M. P.; DAUGOVISH, O.; DARA, S. K.; KLONSKY, K.; MAZZOLA, M. Optimizing anaerobic soil disinfestation for California strawberries. **Acta Horticulturae**, v. 1044, p. 215-220, 2014. DOI: https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2014.1044.25.

MUTHUMEENAKSHI, S.; SREENIVASAPRASAD, S.; ROGERS, C. W.; CHALLEN, M. P.; WHIPPS, J. M. Analysis of cDNA transcripts from *Coniothyrium minitans* reveals a diverse array of genes involved in key processes during sclerotial mycoparasitism. **Fungal Genetics and Biology**, v. 44, p. 1262-1284, 2007. DOI: https://doi.org/10.1016/j.fgb.2007.07.011.

NEHER, D. A.; FANG, L.; WEICHT, T. R. Ecoenzymes as indicators of compost to suppress *Rhizoctonia solani*. **Compost Science Utilization**, v. 25, p. 251-261, 2017. DOI: https://doi.org/10.1080/1065657X.2017.1300548.

NELSON, E. B. Microbial dynamics and interactions in the spermosphere. **Annual Review of Phytopathology**, v. 42, p. 271-309, 2004. DOI: https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.42.121603.131041.

NELSON, E. B.; BOEHM, M. J. Compost-induced suppression of turf grass diseases. **BioCycle**, v. 43, p. 51-55, 2002.

NELSON, E. B.; CRAFT, C. M. Suppression of dollar spot on creeping bentgrass and annual bluegrass turf with compost-amended topdressings. **Plant Disease,** v. 76, p. 954-9958. 1992. DOI: https://doi.org/10.1094/PD-76-0954.

NOBLE, R.; COVENTRY, E. Suppression of soil-borne plant diseases with composts: a review. **Biocontrol Science and Technology**, v. 15, p. 3-20, 2005. DOI: https://doi.org/10.1080/09583150400015904.

NOBLE, R.; ROBERTS, S. J. Eradication of plant pathogens and nematodes during composting: a review. **Plant Pathology**, v. 53, p. 548-568, 2004. DOI: https://doi.org/10.1111/j.0032-0862.2004.01059.x.

NORMAN, J. R.; ATKINSON, D.; HOOKER, J. E. Arbuscular mycorrhizal fungal-induced alteration to root architecture in strawberry and induced resistance to the root pathogen *Phytophthora fragariae*. **Plant and Soil,** v. 185, p. 191-198, 1996. DOI: https://doi.org/10.1007/BF02257524.

ORELLANA, R. G.; FOY, C. D.; FLEMING, A. L. Effect of soluble aluminum on growth and pathogenicity of *Verticillium albo-atrum* and *Whetzelinia sclerotiorum* from sunflower. **Phytopathology**, v. 65, p. 202-205, 1975. DOI: https://doi.org/10.1094/Phyto-65-202.

ORR, R.; NELSON, P. N. Impacts of soil abiotic attributes on Fusarium wilt, focusing on bananas. **Applied Soil Ecology**, v. 132, p. 20-33, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.06.019.

OTTEN, W.; HALL, D.; HARRIS, K.; RITZ, K.; YOUNG, I. M.; GILLIGAN, C. A. Soil physics, fungal epidemiology and the spread of *Rhizoctonia solani*. **New Phytologist**, v. 151, p. 459-468, 2001. DOI: https://doi.org/10.1046/j.0028-646x.2001.00190.x.

PANE, C.; SPACCINI, R.; PICCOLO, A.; SCALA, F.; BONANOMI, G. Compost amendments enhance peat suppressiveness to *Pythium ultimum, Rhizoctonia solani* and *Sclerotinia minor*. **Biological Control,** v. 56, p. 15-124, 2011. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2010.10.002.

PANKHURST, C. E.; MCDONALD, H. J.; HAWKE, B. G.; KIRKBY, C. A. Effect of tillage and stubble management on chemical and microbiological properties and the development of suppression towards cereal root disease in soils from two sites in NSW, Australia. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 34, p. 833-840, 2002. DOI: https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00014-7.

PAPAVIZAS, G. C. Colonization and growth of *Rhizoctonia Solani* in soil. In: PARMETER JR., J. R. (ed.). ***Rhizoctonia solani***: biology and pathology, Berkeley: University of California Press, 1970. p. 108-122.

PAPAVIZAS, G. C. Survival of root-infecting fungi in soil. IV. Effect of amendments on bean root rot caused by *Thielaviopsis basicola* and on inoculum density of the causal organism. **Phytopathology**, v. 58, p. 421-428, 1968.

PAPAVIZAS, G. C.; LUMSDEN, R. D. Biological control of soil-borne fungal propagules. **Annual Review of Phytopathology**, v. 18, p. 389-413, 1980. DOI: https://doi.org/10.1146/annurev.py.18.090180.002133.

PENG, H. X. X.; SIVASITHAMPARAM, K.; TURNER, D. W. W. Chlamydospore germination and Fusarium wilt of banana plantlets in suppressive and conducive soils are affected by physical and chemical factors. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 31, p. 1363-1374, 1999. DOI: https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00045-0.

PIETERSE, C. M. J.; TON, J.; VAN LOON, L. C. Cross-talk between plant defence signaling pathways: boost or burden? **Agri Biotech Net**, v. 3, p. 1-18, 2001.

PINTO, Z. V.; BETTIOL, W.; MORANDI, M. A. B. Efeito de casca de camarão, hidrolisado de peixe e quitosana no controle da murcha de *Fusarium oxysporum* f. sp. *chrysanthemi* em crisântemo. **Tropical Plant Pathology,** v. 35, p. 16-23, 2010. DOI: https://doi.org/10.1590/S1982-56762010000100003.

PINTO, Z. V.; MORANDI, M. A. B.; BETTIOL, W. Induction of suppressiveness to Fusarium wilt of chrysanthemum with composted sewage sludge. **Tropical Plant Pathology,** v. 38, p. 414-422, 2013. https://doi.org/10.1590/S1982-56762013005000026.

POSTMA, J.; SCHILDER, M. T.; BLOEM, J.; VAN LEEUMEN-HAAGSMA, W. K. Soil suppressiveness and functional diversity of the soil microflora in organic farming systems. **Soil Biology and Biochemistry,** v. 40, p. 2394-2406, 2008. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.05.023.

RAAIJMAKERS, J. M.; MAZZOLA, M. Diversity and natural functions of antibiotics produced by beneficial and plant pathogenic bacteria. **Annual Review of Phytopathology**, v. 50, p. 403-424, 2012. DOI: https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-081211-172908.

RAAIJMAKERS, J. M.; WELLER, D. M. Natural plant protection by 2,4-diacetylphloroglucinol-producing *Pseudomonas* spp. in Take-all decline soils. **Molecular Plant-Microbe Interactions**, v. 11, p. 144-152, 1998. DOI: https://doi.org/10.1094/MPMI.1998.11.2.144.

RAMIREZ-VILLAPUDUA, J.; MUNNECKE, D. E. Effect of solar heating and soil amendments of cruciferous residues on *Fusarium oxysporum* f. sp. *conglutinans* and other organisms. **Phytopathology**, v. 78, p. 239-295, 1988. DOI: https://doi.org/10.1094/Phyto-78-289.

RASMUSSEN, P. H.; KNUDSEN, I. M. B.; ELMHOLT, S.; JENSEN, D. F. Relationship between soil cellulolytic activity and suppression of seedling blight of barley in arable soils. **Applied Soil Ecology**, v. 19, p. 91-96, 2002. DOI: https://doi.org/10.1016/S0929-1393(01)00177-9.

REIS, E. Controle biológico do mal-do-pé do trigo. In: BETTIOL, W. (ed.) **Controle biológico de doenças de plantas**. Jaguariúna. EMBRAPA CNPDA, 1991a. p. 295-301.

REIS, E. Solos supressivos e seu aproveitamento no controle de doenças de plantas. In: BETTIOL, W. (ed.). **Controle biológico de doenças de plantas**. Jaguariúna. EMBRAPA CNPDA, 1991b. p. 181-193.

RIMÉ, D.; NAZARET, S.; GOURBIÈRE, F.; CADET, P.; MOËNNE-LOCCOZ, Y. Comparison of sandy soils suppressive or conducive to ectoparasitic nematode damage on sugarcane. **Phytopathology**, v. 93, p. 1437-1444, 2003. DOI: https://doi.org/10.1094/PHYTO.2003.93.11.1437.

ROGERS, C. W.; CHALLEN, M. P.; MUTHUMEENAKSHI, S.; SREENIVASAPRASAD, S.; WHIPPS, J. M. Disruption of the *Coniothyrium minitans PIF1* DNA helicase gene impairs growth and capacity for sclerotial mycoparasitism. **Microbiology**, v. 154, p. 1628-1636, 2008. DOI: https://doi.org/10.1099/mic.0.2008/017020-0.

ROSSKOPF, E. N.; SERRANO-PÉREZ, P.; HONG, J.; SHRESTHA, U., RODRÍGUEZ-MOLINA, M. C.; MARTIN, K.; KOKALIS-BURELLE, N.; SHENNAN, C.; MURAMOTO, J.; BUTLER, D. Anaerobic soil disinfestation and soilborne pest management. In: MEGHVANSI, M. K.; VARMA, A. (ed.). **Organic amendments and soil suppressiveness in plant disease management**. New York: Springer, 2015. p. 277-305.

ROTHROCK, C. S.; KIRKPATRICK, T. L. The influence of winter legume cover crops on soilborne plant pathogens and cotton seedling diseases. **Plant Disease**, v. 79, p. 167-171, 1995. DOI: https://doi.org/10.1094/PD-79-0167.

SALAS-MARINA, M. A.; ISORDIA-JASSO, M. I.; ISLAS-OSUNA, M. A.; DELGADO-SÁNCHEZ, P.; JIMÉNEZ-BREMONT, J. F.; RODRÍGUEZ-KESSLER, M.; ROSALES-SAAVEDRA, M. T.; HERRERA-ESTRELLA, A.; CASAS-FLORES, S. The Epl1 and Sm1 proteins from *Trichoderma atroviride* and *Trichoderma virens* differentially modulate systemic disease resistance against different life style pathogens in *Solanum lycopersicum*. **Frontiers in Plant Science**, v. 6, 77, 2015. DOI: https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00077.

SANTOS, I.; BETTIOL, W. Effect of sewage sludge on the rot and seedling damping-off of bean plants caused by *Sclerotium rolfsii*. **Crop Protection,** v. 22, p. 1093-1097, 2003. DOI: https://doi.org/10.1016/S0261-2194(03)00140-6.

SANTOS, I.; TOMAZELI, V. N.; MORALES, R. G. F. Resíduos orgânicos e solarização para o controle das doenças do feijoeiro causadas por *Sclerotium rolfsii,* In: BETTIOL, W.; MORANDI, M. A. B. (ed.). **Biocontrole de doenças de plantas**: uso e perspectivas. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2009. p. 209-224.

SCHEUERELL, S. J.; SULLIVAN, D. M.; MAHAFFEE, W. F. Suppression of seedling damping-off caused by *Pythium ultimum*, *P. irregulare*, and *Rhizoctonia solani* in container media amended with a diverse range of Pacific Northwest compost sources. **Phytopathology**, v. 95, p. 306-315, 2005. DOI: https://doi.org/10.1094/PHYTO-95-0306.

SCHMIDT, M. W.; TORN, M. S.; ABIVEN, S.; DITTMAR, T.; GUGGENBERGER, G.; JANSSENS, I. A.; KLEBER, M.; KÖGEL-KNABNER, I.; LEHMANN, J.; MANNING, D. A. C.; NANNIPIERI, P.; RASSE, D. P.; WEINER, S.; TRUMBORE, S. E. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature**, v. 478, p. 49-56, 2011. DOI: https://doi.org/10.1038/nature10386.

SCHNEIDER, R. W. **Suppressive soils and plant disease**. St. Paul: APS Press, 1982. 85 p.

SHRESTHA, U.; AUGÉ, R. M.; BUTLER, D. M. A meta-analysis of the impact of anaerobic soil disinfestation on pest suppression and yield of horticultural crops. **Frontiers in Plant Science**, v. 7, 1254, 2016. DOI: https://doi.org/10.3389/fpls.2016.01254.

SCHROTH, M. N.; HANCOCK, J. G. Selected topics in biological control. **Annual Review of Microbiology**, v. 35, p. 453-476, 1981. DOI: https://doi.org/10.1146/annurev.mi.35.100181.002321.

SILVA, L. G.; ANDRADE, C. A.; BETTIOL, W. Biochar amendment increases soil microbial biomass and plant growth and suppress Fusarium wilt in tomato. **Tropical Plant Pathology,** v. 45, p. 73-83, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/s40858-020-00332-1.

SIVAN, A.; CHET, I. The possible role of competition between *Trichoderma harzianum* and *Fusarium oxysporum* on rhizosphere colonization. **Phytopathology**, v. 79, p. 198-203, 1989. DOI: https://doi.org/10.1094/Phyto-79-198.

SMITH, M. L.; BRUHN, J. N.; ANDERSON, J. B. The fungus *Armillaria bulbosa* is among the largest and oldest living organisms. **Nature**, v. 356, p. 428-431, 1992. DOI: https://doi.org/10.1038/356428a0.

SNYDER, W. C.; SCHROTH, M. N.; CHRISTOU, T. Effect of plant residues on root rot of beans. **Phytopathology**, v. 49, p. 755-756, 1959.

ST. MARTIN, C. C. G. Enhancing soil suppressiveness using compost and compost tea. In: MEGHVANSI, M. K.; VARMA, A. (ed.). **Organic amendments and soil suppressiveness in plant disease management.** New York: Springer, 2015. p. 25-49.

TENUTA, M.; LAZAROVITS, G. Ammonia and nitrous acid from nitrogenous amendments kill the microsclerotia of *Verticillium dahliae*. **Phytopathology**, v. 92, p. 255-264, 2002. DOI: https://doi.org/10.1094/PHYTO.2002.92.3.255.

TERMORSHUIZEN, A. J.; VAN RIJN, E.; VAN DER GAAG, D. J.; ALABOUVETTE, C.; CHEN, Y.; LAGERLOF, J.; MALANDRAKIS, A. A.; PAPLOMATAS, E. J.; RAMERT, B.; RYCKEBOER, J.; STEINBERG, C.; ZMORA-NAHUM, S. Suppressiveness of 18 composts against 7 pathosystems: variability in pathogen response. **Soil Biology and Biochemistry,** v. 38, p. 2461-2477, 2006. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.03.002.

TESTEN, A. L.; MILLER, S. A. Anaerobic soil disinfestation to manage soilborne diseases in Muck soil vegetable production systems. **Plant Disease**, v. 103, p. 1757-1762, 2019. DOI: https://doi.org/10.1094/PDIS-09-18-1578-RE.

THOMASHOW, L. S.; PIERSON, L. S. Genetic aspects of phenazine antibiotic production by fluorescent pseudomonads that suppress Take-all disease of wheat. In: HENNECKE, H.; VERMA, D. P. S. (ed.). **Advances in molecular genetics of plant-microbe interactions**. Dordrecht:Springer, 1991. p. 443-449.

TILSTON, E. L.; PITT, D.; GROENHOF, A. C. Composted recycled organic matter suppresses soil-borne diseases of field crops. **New Phytologist**, v. 154, p. 731-740, 2002. DOI: https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2002.00411.x.

TOYOTA, K.; KIMURA, M. Colonization of chlamydospores of *Fusarium oxysporum* f. sp. *raphani* by soil bacteria and their effects on germination. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, p. 193-197, 1993. DOI: https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90026-8.

TUITERT, G.; SZCZECH, M.; BOLLEN, G. J. Suppression of *Rhizoctonia solani* in potting mixtures amended with compost made from organic household waste. **Phytopathology**, v. 88, p. 764-773, 1998. DOI: https://doi.org/10.1094/PHYTO.1998.88.8.764.

TYC, O.; SONG, C.; DICKSCHAT, J. S.; VOS, M.; GARBEVA, P. The ecological role of volatile and soluble secondary metabolites produced by soil bacteria. **Trends in Microbiology**, v. 25, p. 280-292, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.tim.2016.12.002.

VAN BRUGGEN, A. H. C.; SEMENOV, A. M. In search of biological indicators for soil health and disease suppression. **Applied Soil Ecology**, v. 15, p. 13-24, 2000. DOI: https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00068-8.

VAN DEN BOOGERT, P. H. J. F.; REINARTZ, H.; SJOLLEMA, K. A.; VEENHUIS, M. Microscopic observations on the interaction of the mycoparasite *Verticillium biguttatum* with *Rhizoctonia solani* and other soil-borne fungi. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 56, p. 161-174, 1989. DOI: https://doi.org/10.1007/BF00399979.

VAN DIJK, K.; NELSON, E. B. Fatty acid competition as a mechanism by which *Enterobacter cloacae* suppresses *Pythium ultimum* sporangium germination and damping-off. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 66, p. 5340-5347, 2000. DOI: https://doi.org/10.1128/aem.66.12.5340-5347.2000.

VAN LOON, L. C.; BAKKER, P. A. H. M.; PIETERSE, C. M. J. Systemic resistance induced by rhizosphere bacteria. **Annual Review of Phytopathology**, v. 36, p. 453-483, 1998. DOI: https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.36.1.453.

VAN WEES, S. C. M.; PIETERSE, C. M. J.; TRIJSSENAAR, A.; VAN 'T WESTENDE, Y. A. M.; HARTOG, F.; VAN LOON, L. C. Differential induction of systemic resistance in *Arabidopsis* by biocontrol bacteria. **Molecular Plant-Microbe Interactions**, v. 10, p. 716-724, 1997. DOI: https://doi.org/10.1094/MPMI.1997.10.6.716.

VILLAR, A. C.; MEJIA, E. Z.; GARCIA, R. Efecto de la incorporacion de residuos de cruciferas (Brassicae) sobre fitopatógenos dell suelo. II. Efecto de la incorporacion del col y brocoli sobre la pudricion blanca (*S. cepivorum* Berk) de la cebolla, bajo condiciones de invernadero. **Revista Mexicana de Fitopatologia**, v. 8, p. 160-165, 1990.

VISCONTI, A.; BETTIOL, W.; MORANDI, M. A. B. Efeito de hidrolisado de peixe sobre o crescimento micelial e controle de *Cylindrocladium spathiphylli* em espatifilo. **Summa Phytopathologica,** v. 36, p. 298-308, 2010. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-54052010000400004.

VOLAND, R. P.; EPSTEIN, A. H. Development of suppressiveness to diseases caused by *Rhizoctonia solani* in soils amended with composted and noncomposted manure. **Plant Disease**, v. 78, p. 461-466, 1994. DOI: https://doi.org/10.1094/PD-78-0461.

WEI, X.; YANG, F.; STRANEY, D. C. Multiple non-ribosomal peptide synthetase genes determine peptaibol synthesis in *Trichoderma virens*. **Canadian Journal of Microbiology**, v. 51, p. 423-429, 2005. DOI: https://doi.org/10.1139/w05-006.

WEINHOLD, A. R.; SINCLAIR, J. B. *Rhizoctonia solani*: penetration, colonization, and host response. In: SNEH, B.; JABAJI-HARE, S.; NEATE, S. M.; DIJST, G. (ed.). ***Rhizoctonia* species:** taxonomy, molecular biology, ecology, pathology and disease control. Dordrecht: Kluwer, 1996. p. 163-174.

WELLER, D. M.; RAAIJMAKERS, J. M.; GARDENER, B. B. M.; THOMASHOW, L. S. Microbial populations responsible for specific soil suppressiveness to plant pathogens. **Annual Review of Phytopathology**, v. 40, p. 309-348, 2002. DOI: https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.40.030402.110010.

WHIPPS, J. M. Developments in the biological control of soil-borne plant pathogens. **Advances in Botanical Research**, v. 26, p. 1-134, 1997. DOI: 10.1016/S0065-2296(08)60119-6.

WHIPPS, J. M. Microbial interactions and biocontrol in the rhizosphere. **Journal of Experimental Botany**, v. 52, p. 478-511, 2001. DOI: https://doi.org/10.1093/jexbot/52.suppl_1.487.

WHIPPS, J. M.; SREENIVASAPRASAD, S.; MUTHUMEENAKSHI, S.; ROGERS, C. W.; CHALLEN, M. P. Use of *Coniothyrium minitans* as a biocontrol agent and some molecular aspects of sclerotial mycoparasitism. **European Journal of Plant Pathology** v. 121, p. 323-330, 2008. DOI: https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8780-6_11.

WORKNEH, F.; VAN BRUGGEN, A. H.; DRINKWATER, L. E.; SHENNAN, C. Variables associated with corky root and Phytophthora root rot of tomatoes in organic and conventional farms. **Phytopathology**, v. 83, p. 581, 1993. DOI: https://doi.org/10.1094/Phyto-83-581.

YULIANTI, T.; SIVASITHAMPARAM, K.; TURNER, D. W. Saprophytic growth of *Rhizoctonia solani* Kühn AG2-1 (ZG5) in soil amended with fresh green manures affects the severity of damping-off in canola. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, p. 923-930, 2006. DOI: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.07.014.

ZENG, L. M.; ZHANG, J.; HAN, Y. C.; YANG, L.; WU, M.; JIANG, D. H.; CHEN, W.; LI, G. Q. Degradation of oxalic acid by the mycoparasite *Coniothyrium minitans* plays an important role in interacting with *Sclerotinia sclerotiorum*. **Environmental Microbiology**, v. 16, p. 2591-2610, 2014. DOI: https://doi.org/10.1111/1462-2920.12409.

ZWART, D. C.; KIM, S-H. Biochar amendment increases resistance to stem lesions caused by *Phytophthora* spp. in tree seedlings. **HortScience,** v. 47, p. 1736-1740, 2012. DOI: https://doi.org/10.21273/HORTSCI.47.12.1736.